



**HAL**  
open science

# Analyse néo-institutionnelle de l'investissement dans la biodiversité : choix organisationnels et leurs conséquences sur la restauration des écosystèmes aquatiques

Pierre Scemama

► **To cite this version:**

Pierre Scemama. Analyse néo-institutionnelle de l'investissement dans la biodiversité : choix organisationnels et leurs conséquences sur la restauration des écosystèmes aquatiques. Economies et finances. Université de Bretagne occidentale - Brest, 2014. Français. NNT : 2014BRES0029 . tel-01661326

**HAL Id: tel-01661326**

**<https://theses.hal.science/tel-01661326>**

Submitted on 11 Dec 2017

**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 : Économie*

présentée par

**Pierre Scemama**

Préparée à l'UMR AMURE

Analyse néo-institutionnelle de  
l'investissement dans la  
biodiversité :  
choix organisationnels et leurs  
conséquences sur la  
restauration des écosystèmes  
aquatiques

**Thèse soutenue le 17 juin 2014**

devant le jury composé de :

**Jean BONCOEUR**

Professeur, Université de Bretagne Occidentale / *Examineur*

**Nathalie FRASCARIA**

Professeur, AgroParisTech / *Examinatrice*

**Christine LAGARENNE**

Sous-directrice de l'économie des ressources naturelles et des  
risques, Ministère de l'écologie, du développement durable et de  
l'énergie / *Examinatrice*

**Harold LEVREL**

Cadre de recherche, IFREMER / *Directeur de thèse*

**Claude MENARD**

Professeur, Université de Paris 1 / *Rapporteur*

**Linwood PENDLETON**

Professeur, Duke University / *Rapporteur*

**Olivier PETIT**

Maître de conférence, Université d'Artois / *Examineur*



## REMERCIEMENTS

Je souhaite avant tout à remercier mon directeur de thèse Harold Levrel, pour m'avoir donné l'opportunité de réaliser ce travail ainsi que pour tous ses conseils et toute l'attention qu'il m'a apporté. Il est certainement beaucoup plus facile d'avancer quand on a la chance d'être guidé.

Je remercie aussi l'ONEMA et plus spécifiquement Sarah Hernandez, pour leur soutien et leur aide dans la bonne réalisation de ce travail.

Je remercie aussi les membres de mon comité de thèse, Vincent Martinet, Julien Hay, James Aronson, Jean Boncoeur et Raphaël Billé pour leurs nombreux conseils avisés lors de nos réunions.

Merci à Ramiro Buitron pour son travail et pour avoir accepté de me supporter pendant son stage. Merci aussi à Pedro Cabral pour son apport à mon travail et à Mathieu Merzereau pour avoir toujours accepté de m'aiguiller dans mon brouillard.

Je remercie l'IFREMER pour m'avoir donné l'occasion de réaliser cette thèse dans d'excellentes conditions de travail et de vie.

J'adresse aussi mes remerciements à l'ensemble des membres du laboratoire AMURE pour leur accueil et leur gentillesse et les membres de l'unité d'économie maritime de l'IFREMER pour l'ensemble des moments partagés. Je remercie aussi Mahé Charles pour son amitié.

Je remercie tout particulièrement la « fine équipe de la cave », Charlène, Anne-Charlotte, Manuel, Michel, Océane, Céline et Adeline. Ces trois ans en votre compagnie auront été l'occasion de nombreuses discussions pas toujours sérieuses mais toujours passionnantes. Je quitte Brest le cœur plein des souvenirs amassés et des amitiés tissées.

Je remercie aussi l'ensemble de mes interlocuteurs sur mes sites d'étude. Merci à Éric Blin et à son équipe de la Lyonnaise des Eaux de m'avoir si bien reçu lors de mes déplacements à Montpellier et à Stéphanie Moussard pour nos discussions sur l'estuaire de la Seine. Merci à l'ensemble des acteurs qui ont accepté de me recevoir sur les sites de la Zone Libellule, du marais de Kervigen, du Grand Port Maritime du Havre et de la Réserve Naturelle de l'estuaire de la Seine et de la Réserve Naturelle du lac de Remoray.

Merci à mes amis pour leurs attentions.

Je remercie ma famille pour son soutien à tous les niveaux. Merci Papa, Maman et Carole pour tout ce que vous m'avez donné.

Enfin un énorme merci à mon petit amour, Diane, pour m'avoir aidé, supporté et soutenu malgré la distance, malgré mon humeur et avec tant de gentillesse et d'attention.

Je termine avec une énorme pensée pour Sébastien, Marion et Maëlys, et pour tous ceux qui les aiment.

## RÉSUMÉ

L'objectif de ce travail est d'identifier les contraintes économiques à prendre en compte pour encourager l'investissement (public et privé) dans la restauration des écosystèmes aquatiques à partir du prisme de l'économie néo-institutionnelle. Au cours de ce travail nous avons mobilisé des matériaux et des méthodes variés qui nous ont permis d'identifier trois types de contraintes : des contraintes de coûts, des contraintes organisationnelles et des contraintes institutionnelles.

La réalisation d'un diagnostic collectif et d'un état de l'art sur les actions de restauration à partir de différentes sources nous a permis d'observer la grande diversité des projets d'investissements dans les écosystèmes aquatiques. Nos résultats montrent que ces projets sont exposés à une grande variabilité de coûts de production dans laquelle certains attributs jouent un rôle clé: le type d'écosystème ciblé, le contexte institutionnel, le degré de perturbation initial, l'ampleur des travaux à réaliser, le climat et la taille des projets.

La mobilisation du cadre de l'économie néo-institutionnelle nous a conduit à nous intéresser aux coûts de transaction qui entourent les actions d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques. Ces coûts sont liés à l'existence de dispositifs de coordination particuliers entre acteurs du fait de la complexité des dynamiques de la biodiversité. Trois caractéristiques des projets sont à l'origine des coûts de transaction : la spécificité des actifs, l'incertitude et la fréquence des transactions. Notre étude du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis montre le lien qui existe entre source des coûts de transaction et efficacité organisationnelle du système. En effet, l'émergence du système des banques de compensation a permis la concentration des actions de restauration qui se traduit par : (1) une baisse de l'incertitude et une augmentation de l'efficacité environnementale des projets ; (2) une augmentation de la fréquence des transactions et une baisse des coûts de transaction pour l'administration. Ces éléments ont contribué à augmenter les incitations à l'investissement. Cependant cette analyse montre aussi qu'il existe une tension entre un objectif de conservation exigeant et un objectif d'incitation à l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques.

A partir de l'étude de quatre projets de restauration en France, nous nous sommes intéressés plus en détail aux dispositifs de coordination des acteurs. Ces projets sont caractérisés par des formes organisationnelles hybrides originales qui offrent des avantages en termes de coûts de transaction par rapport au marché ou à l'entreprise. Cette analyse souligne aussi le besoin d'adéquation entre l'environnement institutionnel dans lequel a lieu le projet d'investissement et les outils d'évaluation utilisés pour améliorer la négociation des objectifs de chaque projet et de leur mise en œuvre.

# PRODUCTION SCIENTIFIQUE

## 1. *Articles de recherche*

### *Articles publiés dans des revues à comité de lecture*

**Scemama P** et Levrel H, 2012. « Enjeux économiques autour des actions de restauration et de compensation », Compte Rendu d'atelier, *Natures Sciences Sociétés*, 20, 478-481.

**Scemama P** et 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'Économie Politique*, 123 (6), 893-924.

### *Articles en révision*

**Scemama P**, Levrel H, Buitron R, Cabral P et Vaissière AC, en révision. « Analyse descriptive du marché de la compensation pour les zones humides aux États-Unis ». Dans Levrel H et *al.* (eds.), *Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité*, Collection Synthèse, Éditions Quae.

### *Articles soumis*

**Scemama P** et Levrel H, soumis à *Environmental Management*. « How to quantify in biophysical terms investment in wetland's ecological services from an institutional perspective ? ».

**Scemama P** et Levrel H, soumis à *Environmental Science and Policy*. « Factors influencing the cost of ecological restoration: a review of aquatic ecosystems ».

### *Articles en préparation*

**Scemama P**, Levrel H, Buitron R et Cabral P, en préparation. « Liens entre caractéristiques des transactions et nombre de transactions dans une perspective quantitative et qualitative ».

**Scemama P** et Levrel H, en préparation. « Investment in aquatic ecosystems : a transaction cost analysis of four French case studies ».

## ***2. Rapports***

**Scemama P** et Levrel H, 2012. « La méthode HEA: cadre d'application, fonctionnement et exemple », Rapport ONEMA.

**Scemama P** et Levrel H, 2013. « Évaluation du coût des dommages environnementaux et des mécanismes de compensation (restauration écologique) pour les écosystèmes aquatiques », Rapport ONEMA.

## ***3. Participation à des congrès***

**Scemama P** et Levrel H. « Transaction cost economics theory applied to the investment in natural capital : questioning the compensation of biodiversity destruction », ISEE 2012 Conference: Ecological Economics and Rio +20 : Challenges and Contribution for a Green Economy, 12th biennial Conference of the International Society for Ecological Economics , Rio de Janeiro, Juin 2012. Communication orale.

**Scemama P** et Levrel H. « Institutions, organizations and the characteristics of investment in aquatic ecosystems, a comparative analysis of four French case-studies », ESEE 2013 Conference: Ecological Economics and Institutional Dynamics, 10th biennial Conference of the European Society for Ecological Economics, 18-21 Juin 2013, Lille. Communication orale.

**Scemama P** et Levrel H. « New-institutional analysis of the investment in biodiversity : organizational choices and their consequences on the restoration of aquatic ecosystems », ESEE 2013 Summer School, Juin 2013, Reims. Communication orale.

Charles M et **Scemama P**. « The economics of marine biodiversity and ecosystem services : a diversity of approaches ; one application (compensation) », Rencontres de Port-Cros, Juillet 2013. Communication orale.

**Scemama P** et Levrel H. « L'émergence du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis : Impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions », Workshop NEI et gestion des ressources naturelles, Laboratoire EDDEN, Grenoble, 1er avril 2014.

## AVANT-PROPOS

Le manuscrit est organisé en quatre parties. La partie I est une présentation générale du travail réalisé au cours de la thèse. Les parties II, III et IV sont constituées des articles rédigés pendant la thèse. La partie V liste l'ensemble des références bibliographiques mobilisées pendant la thèse. L'objectif de la première partie est de proposer une synthèse qui a vocation à pouvoir être lue de façon indépendante. Elle présente ainsi les questionnements, les éléments théoriques et méthodologiques, les travaux et les principaux résultats des articles, ainsi qu'une discussion générale. La lecture des articles dans les parties II, III et IV apportera davantage de précisions sur les résultats et leur interprétation.





# TABLE DES MATIÈRES

<b>PARTIE I PRÉSENTATION D'ENSEMBLE.....</b>	<b>1</b>
<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>CHAPITRE 1 - DÉFINITION DES CONCEPTS .....</b>	<b>5</b>
<b>1. ANALYSE ÉCONOMIQUE DE L'INVESTISSEMENT DANS LE CAPITAL NATUREL .....</b>	<b>5</b>
1.1. LES DIFFÉRENTS TYPES DE CAPITAUX.....	5
1.2. BIEN-ÊTRE ET CAPITAL NATUREL, LES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES .....	6
1.3. L'ÉTAT DU CAPITAL NATUREL .....	9
1.4. L'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES.....	11
1.5. LES RAISONNEMENTS DE L'ÉCONOMIE POUR EXPLIQUER LE SOUS-INVESTISSEMENT DANS LE CAPITAL NATUREL ....	14
<b>2. APPLICATION DE L'ÉCONOMIE NÉO-INSTITUTIONNELLE À LA QUESTION DE L'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES.....</b>	<b>20</b>
2.1. LES PROBLÈMES QUE POSENT L'INVESTISSEMENT DANS LA RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .....	21
2.2. L'ORGANISATION DES ACTEURS AUTOUR DES PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .	25
2.3. L'IMPORTANCE DU CADRE INSTITUTIONNEL DANS LES PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .....	34
2.4. ÉTAT DE L'ART .....	38
<b>CHAPITRE 2 - RÉSULTATS .....</b>	<b>42</b>
<b>1. CARACTÉRISATION DES PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES.....</b>	<b>42</b>
1.1. UN ÉTAT DE L'ART SUR LES PRATIQUES D'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES : UN DIAGNOSTIC COLLECTIF.....	43
1.2. LE COÛT DE L'INVESTISSEMENT DANS LA BIODIVERSITÉ : EXEMPLE DE LA RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .....	46
<b>2. ÉTUDE DE L'ÉMERGENCE DU MARCHÉ DE LA COMPENSATION DES IMPACTS SUR LES ZONES HUMIDES AUX ÉTATS-UNIS .....</b>	<b>49</b>
2.1. LA COMPENSATION ÉCOLOGIQUE .....	49
2.2. ÉTUDE DES MARCHÉS DE LA COMPENSATION AUX ÉTATS-UNIS COMME UN SYSTÈME ÉCONOMIQUE INCITANT À INVESTIR DANS LA BIODIVERSITÉ .....	54
2.3. UNE ANALYSE NÉO-INSTITUTIONNELLE DE L'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .....	57
2.4. ILLUSTRATION DE L'USAGE DU CADRE NÉO-INSTITUTIONNEL SUR LE MARCHÉ DE LA COMPENSATION AUX ÉTATS- UNIS .....	62

<b>3.</b>	<b>ORGANISATION DES ACTEURS AUTOUR DE DIFFÉRENTS PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES EN FRANCE .....</b>	<b>66</b>
3.1.	PRÉSENTATION DES SITES SÉLECTIONNÉS POUR L'ÉTUDE DE CAS .....	66
3.2.	ÉTUDE DES MÉCANISMES DE COORDINATION DÉVELOPPÉS POUR ENCADRER L'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES.....	75
3.3.	LA MÉTHODE DE L'HABITAT EQUIVALENCY ANALYSIS UN OUTIL D'ÉQUIVALENCE POUR LA COMPENSATION DES IMPACTS ACCIDENTELS .....	82
3.4.	UTILISATION DE LA MÉTHODE HEA POUR INTÉGRER LES CARACTÉRISTIQUES DES TRANSACTIONS DANS L'ÉVALUATION DES PROJETS DE RESTAURATION EN PERSPECTIVE DE LEUR OBJECTIF INSTITUTIONNEL.....	85
	<b>CHAPITRE 3 - DISCUSSION ET PERSPECTIVES.....</b>	<b>90</b>
<b>1.</b>	<b>LES CONTRAINTES DE COÛTS .....</b>	<b>90</b>
1.1.	LA VARIABILITÉ DES COÛTS DES PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .....	90
1.2.	LA QUESTION DES COÛTS DE TRANSACTION LIÉS AUX INVESTISSEMENTS DANS DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES....	92
1.3.	LES LIENS ENTRE COÛTS DE PRODUCTION ET COÛTS DE TRANSACTION .....	95
<b>2.</b>	<b>LES CONTRAINTES ORGANISATIONNELLES .....</b>	<b>96</b>
2.1.	L'INNOVATION ORGANISATIONNELLE ET SES CONSÉQUENCES SUR LES CARACTÉRISTIQUES DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES RESTAURÉS : LE CAS DES BANQUES DE COMPENSATION .....	96
2.2.	DES FORMES HYBRIDES POUR ENCADRER LES PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS DU CAPITAL NATUREL.....	99
<b>3.</b>	<b>LES CONTRAINTES INSTITUTIONNELLES.....</b>	<b>105</b>
3.1.	UNE RÉFLEXION SUR LES OUTILS D'ÉVALUATION DE L'INVESTISSEMENT AU REGARD D'UN CONTEXTE INSTITUTIONNEL PRÉCIS .....	105
3.2.	QUELLES INSTITUTIONS ÉCONOMIQUES POUR ENCOURAGER L'INVESTISSEMENT DANS LA RESTAURATION DES ÉCOSYSTÈMES.....	109
	<b>CONCLUSION .....</b>	<b>113</b>
	<b>PARTIE 2 DIAGNOSTIC POUR LA CARACTÉRISATION DES PROJETS.....</b>	<b>117</b>
	<b>CHAPITRE 1 - ENJEUX ÉCONOMIQUES AUTOUR DES ACTIONS DE RESTAURATION ET DE COMPENSATION .....</b>	<b>118</b>
<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>118</b>
<b>2.</b>	<b>LA COMPENSATION.....</b>	<b>118</b>
<b>3.</b>	<b>L'ÉQUIVALENCE ÉCOLOGIQUE .....</b>	<b>120</b>
<b>4.</b>	<b>LA RESTAURATION .....</b>	<b>121</b>
<b>5.</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>122</b>

<b>CHAPITRE 2 - FACTORS INFLUENCING THE COST OF ECOLOGICAL RESTORATION: A REVIEW OF AQUATIC ECOSYSTEMS.....</b>	<b>124</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>125</b>
<b>2. MATERIAL AND METHOD.....</b>	<b>126</b>
2.1. SELECTION OF ACTIONS IN SCIENTIFIC LITERATURE.....	126
2.2. EXTRACTION OF INFORMATION FROM THE ONEMA COMPENDIUM.....	127
2.3. EXTRACTION OF INFORMATION ON COMPENSATION ACTION UNDER NRDA.....	128
<b>3. RESULTS.....</b>	<b>128</b>
3.1. PRESENTATION OF DATABASES.....	128
3.2. ANALYSIS OF PROJECT COSTS.....	129
<b>4. DISCUSSION.....</b>	<b>140</b>
4.1. COMPARATIVE RESULTS.....	140
4.2. COMPARISON WITH OTHER REVIEWS ON RESTORATION ACTIONS.....	142
4.3. THE USE OF INFORMATION ON COST.....	144
<b>5. CONCLUSION.....</b>	<b>144</b>
<b>PARTIE III LE MARCHÉ DE LA COMPENSATION DES ZONES HUMIDES AUX ÉTATS-UNIS.....</b>	<b>147</b>
<b>CHAPITRE 1 - ANALYSE DESCRIPTIVE DU MARCHÉ DE LA COMPENSATION DES ZONES HUMIDES AUX ÉTATS-UNIS.....</b>	<b>148</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>148</b>
<b>2. RÉCUPÉRATION DES DONNÉES.....</b>	<b>149</b>
<b>3. PRÉSENTATION DU MARCHÉ DE LA COMPENSATION DES ZONES HUMIDES AUX ÉTATS-UNIS.....</b>	<b>150</b>
3.1. LE NIVEAU DE LA DEMANDE POUR DES DROITS À DÉTRUIRE.....	150
3.2. LE NIVEAU DE L'OFFRE.....	152
3.3. LE MARCHÉ.....	156
3.4. LA STRUCTURE DE L'OFFRE.....	159
<b>4. FOCALISATION SUR LE DISTRICT DE JACKSONVILLE.....</b>	<b>163</b>
4.1. LE NIVEAU DE LA DEMANDE : ÉVOLUTION DES SURFACES DE ZONES HUMIDES ET DE ZONES URBANISÉES.....	165
4.2. LE NIVEAU DE L'OFFRE.....	165
<b>5. DISCUSSION ET CONCLUSION.....</b>	<b>166</b>

<b>CHAPITRE 2 - L'ÉMERGENCE DU MARCHÉ DE LA COMPENSATION AUX ÉTATS-UNIS : CHANGEMENTS INSTITUTIONNELS ET IMPACTS SUR LES MODES D'ORGANISATION ET LES CARACTÉRISTIQUES DES TRANSACTIONS .....</b>	<b>169</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>170</b>
<b>2. LA COMPENSATION DES IMPACTS AUTORISÉS SUR LES ZONES HUMIDES .....</b>	<b>172</b>
2.1. LA COMPENSATION ET LA TRANSACTION QUI EN DÉCOULE .....	172
2.2. LA SPÉCIFICITÉ DES ACTIFS DÉPLOYÉS DANS CES TRANSACTIONS.....	173
2.3. L'INCERTITUDE ET LA FRÉQUENCE DES TRANSACTIONS.....	176
2.4. CONSÉQUENCES DU NIVEAU DE COÛTS DE TRANSACTION SUR LE MODE D'ORGANISATION DE LA COMPENSATION ET SUR L'EFFICACITÉ DU SYSTÈME .....	178
<b>3. VERS L'ÉMERGENCE DU MITIGATION BANKING .....</b>	<b>179</b>
3.1. LE CONSTAT DE L'INEFFICACITÉ DU PERMITTEE-RESPONSIBLE POUR DIMINUER LA DESTRUCTION DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES .....	179
3.2. LES INNOVATIONS INSTITUTIONNELLES POUR L'AMÉLIORATION DE L'EFFICACITÉ DE LA COMPENSATION .....	180
3.3. L'ÉVOLUTION DES COÛTS DE TRANSACTION LIÉE À DE NOUVELLES CONTRAINTES SUR LA SPÉCIFICITÉ DES ACTIFS .	181
3.4. L'ÉVOLUTION DE L'INCERTITUDE ET DE LA FRÉQUENCE DES TRANSACTIONS .....	184
<b>4. DISCUSSION .....</b>	<b>186</b>
<b>5. CONCLUSION.....</b>	<b>189</b>
<b>6. ANNEXES.....</b>	<b>190</b>
6.1. PRÉSENTATION DE LA THÉORIE NÉO-INSTITUTIONNELLE.....	190
6.2. INFLUENCE DES INSTITUTIONS SUR LES MODES D'ORGANISATION.....	192
<b>REMERCIEMENTS .....</b>	<b>194</b>
<b>CHAPITRE 3 - ÉVALUATION DE L'INFLUENCE DES FORMES INSTITUTIONNELS ET ORGANISATIONNELS DES MARCHÉS DE LA COMPENSATION POUR LES ZONE HUMIDES AUX ÉTATS-UNIS SUR LE VOLUME DES TRANSACTIONS .....</b>	<b>195</b>
<b>1. INTRODUCTION.....</b>	<b>195</b>
<b>2. PRÉSENTATION DES HYPOTHÈSES THÉORIQUES.....</b>	<b>196</b>
<b>3. PRÉSENTATION DES VARIABLES .....</b>	<b>199</b>
3.1. RÉCUPÉRATION DES DONNÉES .....	199
3.2. DESCRIPTION DES VARIABLES .....	200
<b>4. ANALYSE DES TRANSACTIONS À L'ÉCHELLE DES USA.....</b>	<b>207</b>
4.1. ÉTUDE DES LIENS ENTRE LES VARIABLES.....	207
4.2. ÉLÉMENTS QUI INFLUENCENT LE NOMBRE DE TRANSACTION .....	209

<b>5.</b>	<b>FOCALISATION SUR LE DISTRICT DE JACKSONVILLE .....</b>	<b>212</b>
5.1.	PRÉSENTATION DES VARIABLES.....	212
5.2.	ANALYSE DES TRANSACTIONS DANS LE DISTRICT DE JACKSONVILLE .....	213
<b>6.</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>215</b>
<b>PARTIE IV ÉTUDE DE QUATRE PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS DES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES EN FRANCE .....</b>		<b>219</b>
<b>CHAPITRE 1 : INVESTMENT IN AQUATIC ECOSYSTEMS: A TRANSACTION COST ANALYSIS OF FOUR FRENCH CASE-STUDIES .....</b>		<b>220</b>
<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>220</b>
<b>2.</b>	<b>MATERIALS AND METHODS .....</b>	<b>222</b>
2.1.	NEO-INSTITUTIONAL ECONOMICS FOR THE ANALYSIS OF TRANSACTION COSTS.....	222
2.2.	THE METHOD .....	225
<b>3.</b>	<b>RESULTS .....</b>	<b>229</b>
3.1.	DESCRIPTION OF THE TRANSACTIONS CORRESPONDING TO THE RESTORATION PROJECTS .....	229
3.2.	THE CHARACTERISTICS OF THE TRANSACTIONS ALLOWING TO SCORING THE LEVEL OF TRANSACTION COSTS .....	232
3.3.	IMPACTS ON PROJECT ORGANIZATION .....	237
3.4.	SUCCESS OF THE TRANSACTION AND LEVEL OF ADEQUACY BETWEEN TRANSACTION COSTS AND ORGANISATIONAL FORMS.....	239
<b>4.</b>	<b>CONCLUSION.....</b>	<b>241</b>
<b>CHAPITRE 2 - HOW TO QUANTIFY IN BIOPHYSICAL TERMS INVESTMENT IN WETLAND'S ECOLOGICAL SERVICES FROM AN INSTITUTIONAL PERSPECTIVE? .....</b>		<b>247</b>
<b>1.</b>	<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>248</b>
<b>2.</b>	<b>MATERIAL AND METHOD .....</b>	<b>249</b>
2.1.	ADAPTING HEA.....	249
2.2.	STUDY SITES.....	254
<b>3.</b>	<b>RESULTS .....</b>	<b>256</b>
3.1.	LIBELLULE ZONE.....	256
3.2.	ENVIRONMENTAL MEASURES OF PORT 2000 .....	259
3.3.	KERVIGEN MARSH .....	261
3.4.	VURPILLÈRES STREAM .....	262
3.5.	COMPARATIVE RESULTS.....	265

<b>4. DISCUSSION .....</b>	<b>265</b>
4.1. RESULTS.....	265
4.2. METHODOLOGY.....	266
4.3. WHAT PLACE FOR THIS NEW TOOL? .....	267
<b>PARTIE V BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>270</b>
<b>TABLE DES TABLEAUX.....</b>	<b>293</b>
<b>TABLE DES FIGURES .....</b>	<b>297</b>

# PARTIE I

## PRÉSENTATION D'ENSEMBLE

### *Introduction*

Le propos de ce travail est de s'inscrire dans la lignée naissante d'une économie de la biodiversité. L'économie industrielle, l'économie agricole ou encore l'économie des pêches sont aujourd'hui des disciplines reconnues de la science économique, comme en témoigne l'existence de revues scientifiques spécialisées. Une des raisons d'être de ces disciplines est de pouvoir expliquer les divergences qui peuvent apparaître entre les théories économiques et leur application à un domaine de l'économie réelle. Ces divergences apparaissent à cause des caractéristiques spécifiques de leur objet d'étude. Ainsi l'économie industrielle se demande pourquoi les entreprises existent alors que le marché est censé permettre l'allocation optimale des facteurs de production. L'économie agricole s'interroge, entre autre, sur l'usage optimal des terres afin de permettre de maximiser les rendements agricoles en maintenant une bonne qualité des sols. L'économie des pêches questionne les conditions optimales de l'exploitation des ressources marines. Dans le même esprit il peut paraître pertinent de proposer une évaluation économique des secteurs qui participent à la conservation de la biodiversité.

Depuis 1972 avec la première conférence mondiale sur l'environnement de Stockholm et la publication par le Club de Rome du rapport *Les limites de la croissance* (Meadows et al., 1972), la prise de conscience générale à l'égard de l'environnement n'a cessé de se renforcer. En 1992, la Convention pour la Diversité Biologique (CDB) entre en vigueur et réunira 168 pays un an après son ouverture. Elle inscrit la conservation de la biodiversité dans les agendas de ses États membres. En 2010 a lieu la conférence mondiale pour la biodiversité à Nagoya. La CDB y adopte le plan stratégique pour la biodiversité 2011-2020 (CBD, 2011) et définit les 20 objectifs d'Aichi qui poursuivent cinq « buts stratégiques » majeurs :

- gérer les causes de l'appauvrissement de la biodiversité en l'intégrant dans les préoccupations des gouvernements et de la société ;
- réduire les pressions directes sur la biodiversité et encourager son utilisation durable ;
- améliorer l'état de la biodiversité grâce à la sauvegarde des écosystèmes, des espèces et de la diversité génétique ;
- accroître les avantages retirés pour tous de la biodiversité et des services écosystémiques ;

- renforcer la mise en œuvre au moyen d'une planification participative, de la gestion des connaissances et du renforcement des capacités.

Parmi les 20 objectifs d'Aichi, nous retiendrons le n°15 qui fixe que « D'ici à 2020, la résilience des écosystèmes et la contribution de la diversité biologique aux stocks de carbone sont améliorés grâce aux mesures de conservation et restauration, y compris la restauration d'au moins 15% des écosystèmes dégradés, contribuant ainsi à l'atténuation du changement climatique, ainsi qu'à la lutte contre la désertification ».

Les préoccupations de la CDB ont eu depuis sa création des répercussions à l'échelle de ses Etats signataires. En Europe, la conservation de la biodiversité est incarnée par l'augmentation du nombre de directives environnementales : la Directive Oiseaux en 1979<sup>1</sup>, la Directive Habitat en 1992, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) en 2000, la Directive responsabilité environnementale (DRE) de 2004 et plus récemment la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM) en 2008.

En France, les objectifs de la CDB sont intégrés dans la Stratégie Nationale pour la Biodiversité<sup>2</sup>. Elle vise ainsi à « préserver, restaurer et accroître la diversité du vivant dans tous les espaces dont la France est responsable, en métropole et outre-mer ». Une de ses six orientations stratégiques vise l'investissement dans le capital naturel. La restauration des écosystèmes est ainsi intégrée comme un outil d'aménagement des territoires notamment à travers la transposition opérationnelle d'un certain nombre de réglementations, parmi lesquelles :

- la Trame Verte et Bleue issue du Grenelle de l'Environnement, qui vise la restauration de la continuité écologique ;
- les études d'impacts ou les études d'incidences en zone Natura 2000, qui obligent les porteurs de projets d'aménagement, d'éviter les impacts écologiques, de les réduire au minimum puis de compenser les impacts par la restauration d'écosystèmes équivalents ;
- ou encore la Loi sur la Responsabilité Environnementale (LRE), qui implique la restauration des écosystèmes endommagés par des pollutions accidentelles et la compensation des pertes temporaires liées à ces impacts.

On observe aussi la structuration croissante d'un secteur économique autour de la restauration des écosystèmes avec la création en 2012 d'une norme AFNOR<sup>3</sup> encadrant les activités de génie écologique ou encore avec l'existence des réseaux GAIÉ (Groupe d'Application de l'Ingénierie Écologique) et REVER (Réseau d'Échanges et de Valorisation en Écologie de la Restauration).

---

<sup>1</sup> Directive Oiseaux 79/409/CEE du 2 avril 1979 qui a été remplacée le 30 novembre 2009 par une version qui intègre ses modifications successives et la codifie.

<sup>2</sup> La Stratégie Nationale pour la Biodiversité est consultable sur le site internet du Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie.

<sup>3</sup> Agence Française de Normalisation



Aujourd'hui les principaux acteurs de cette filière du génie écologique connaissent une forte croissance de leur chiffre d'affaire (MEDDTL, 2011).

Dans ce contexte, l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) et l'Institut Français pour l'Exploitation de la Mer (IFREMER) signaient en 2010 une convention de recherche pour travailler sur l'évaluation économique des actions de restauration des écosystèmes aquatiques. Notre travail de thèse s'inscrit dans ce cadre.

L'objectif de cette thèse est double : d'une part elle s'inscrit dans un contexte opérationnel visant au développement d'outils analytiques pour identifier les variables qui expliquent les investissements dans les écosystèmes aquatiques ; d'autre part elle cherche à expliquer comment la diversité et la complexité des écosystèmes peut être appréhendée par la science économique pour rendre compte de la qualité de ces investissements.

Aussi, la question principale qui a motivé l'ensemble des recherches poursuivies lors de ce travail de thèse, peut s'énoncer comme suit :

**Quelles sont les contraintes économiques à prendre en compte pour augmenter l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques ?**

Ce questionnement s'accompagne de sous-problématiques qui permettent de préciser les points étudiés pour participer à cette vaste question :

1. Quels sont les éléments qui influencent le coût des projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques ?
2. Comment l'organisation des acteurs et les caractéristiques des investissements peuvent conduire à un sous-investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques ?
3. Comment le contexte institutionnel des projets d'investissement influence-t-il les caractéristiques des investissements ?

Cette partie propose une synthèse du travail de thèse réalisé pour répondre à ces questions, elle est organisée en trois chapitres.

Le premier chapitre a pour but de définir les concepts que nous allons aborder dans notre travail. Il poursuit deux objectifs :

- présenter la situation actuelle de l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques et justifier de notre choix d'appliquer les concepts de l'économie néo-institutionnelle pour analyser les contraintes économiques qui pèsent sur les investissements ;
- définir les concepts de l'économie néo-institutionnelle et leur application à notre question de l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques.

Le deuxième chapitre présente les principaux résultats de notre travail à partir des articles scientifiques que nous avons rédigés et qui sont disponibles dans les autres parties de ce document.

Ce chapitre a trois objectifs :

- caractériser les différents types de projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques et étudier les éléments qui peuvent peser sur le coût de ces projets à partir d'un diagnostic collectif et d'une revue de la littérature ;
- étudier le cas américain de l'émergence du marché de la compensation des impacts autorisés sur les zones humides à la lumière des propositions de l'économie néo-institutionnelle, en s'appuyant sur la construction d'un cadre théorique et une analyse statistique ;
- présenter les résultats d'un travail de terrain réalisé à partir de quatre projets de restauration d'écosystèmes aquatiques en France en focalisant l'analyse sur l'organisation des acteurs dans les projets d'investissement et l'intégration des objectifs institutionnels des projets dans leur évaluation.

Enfin, le troisième chapitre consistera à proposer une discussion générale de nos résultats afin de répondre aux questions que nous nous posons vis-à-vis de l'identification des contraintes économiques qui pèsent sur les projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques.

# Chapitre 1 - Définition des concepts

## ***1. Analyse économique de l'investissement dans le capital naturel***

### ***1.1. Les différents types de capitaux***

La notion de capital a pris différentes significations dans l'histoire de la science économique. Guerrien et Gun (2012) distinguent deux notions principales qui se sont développées autour du capital. La première notion provient de Marx pour qui le capital désigne une relation sociale, le rapport entre ceux qui détiennent les moyens de production et les autres, le capital fait alors référence à un mode de société, le capitalisme. La deuxième notion est plus technique, c'est celle que nous retiendrons pour notre analyse. Le capital désigne alors un stock de biens existant à un moment donné et qui intervient dans la production - présente et future - des flux de biens et de services. Nous pouvons identifier trois principaux types de capitaux : le capital physique, le capital humain et le capital naturel. Ils font référence aux facteurs de production traditionnels identifiés par la science économique : le capital au sens classique, le travail et la terre (Costanza et Daly, 1992). Ces derniers interagissent entre eux et avec la demande pour déterminer le niveau de biens et de services de consommation (Dasgupta et al., 2000).

Le capital physique désigne l'ensemble des actifs d'origine humaine qui sont utilisés pour produire un futur flux de revenu (Lachmann, 1978). Il peut exister sous différentes formes : les actifs immobiliers, les machines ou les véhicules, tous les équipements techniques qui sont utilisés dans les processus de production.

Le capital humain désigne l'ensemble des éléments qui contribuent à augmenter la force de travail dégagée par l'homme soit principalement l'éducation et la santé. L'éducation, enrichit le capital humain en permettant aux individus d'acquérir de nouvelles compétences et connaissances alors que la santé permet de maintenir ou d'améliorer la performance des individus vis à vis de la force de travail qu'ils peuvent développer.

Le capital naturel est une métaphore économique utilisée pour désigner les stocks limités de ressources naturelles physiques et biologiques qui sont à l'origine des flux de biens et de services offerts par les écosystèmes. D'après Rees (1995) et l'Évaluation des Écosystèmes pour le Millénaire (MEA, 2005a) il en existerait quatre types :

1. le capital naturel renouvelable (les espèces vivantes et les écosystèmes) ;
2. le capital naturel réapprovisionnementnable (la couche d'ozone, l'eau potable, etc...);

3. le capital naturel cultivé (les cultures, les plantations forestières, etc...);
4. le capital naturel non renouvelable (le pétrole, les minerais, etc...).

Les trois premiers s'opposent au dernier dans le sens où ils peuvent être exploités de façon à respecter leur taux de renouvellement, alors que le capital naturel non renouvelable correspond à un stock de biens dont l'exploitation conduit automatiquement à la destruction d'une partie du stock (Rees, 1995).

La Figure 1 illustre ces concepts et présente les interconnexions qui existent entre les différents types de capitaux. Le capital naturel renouvelable au sens large (RNC) est, du point de vue comptable, comparable aux machines dans le sens où il produit un flux de biens et de services et qu'il a besoin d'être entretenu pour ne pas s'épuiser ; en revanche, le capital naturel non renouvelable (NNC) est comparable aux stocks finis et est soumis à la destruction (El Serafy, 1989). Le capital manufacturé (MC), le RNC, le NNC interagissent avec le capital humain (HC) et la demande économique pour déterminer le niveau de biens et de services de consommation. La forme de cette interaction est très importante pour la durabilité du système économique et reste encore méconnue (Raudsepp-Hearne et al., 2010).

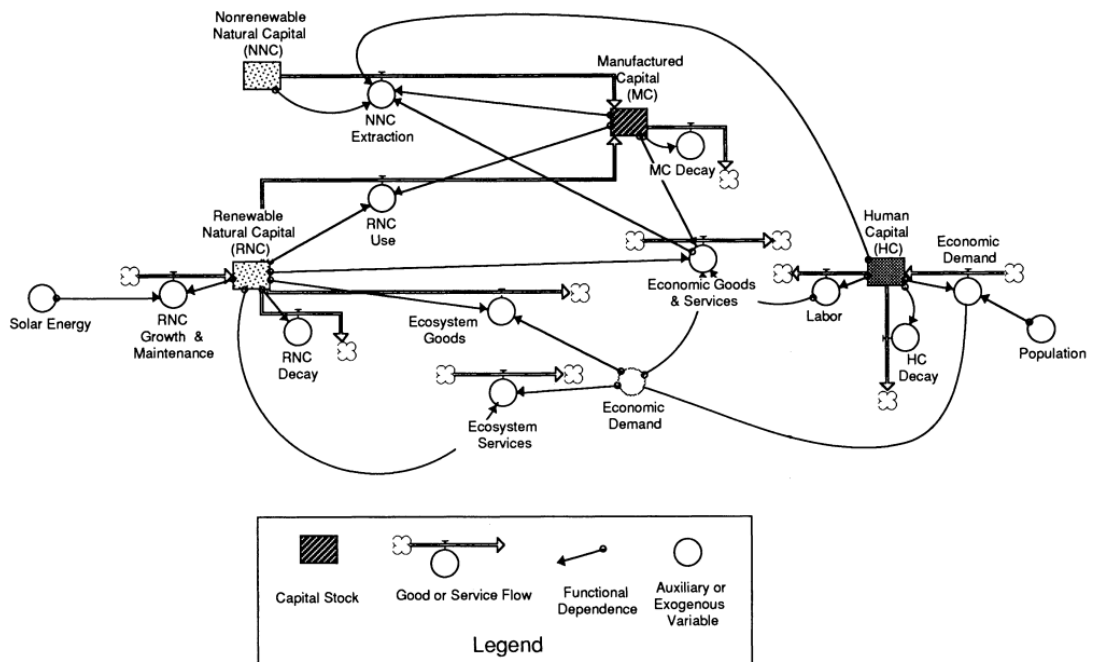


Figure 1 - Les différents types de capitaux, les flux de biens et services et leur interdépendance (Costanza et Daly, 1992)

## 1.2. Bien-être et capital naturel, les services écosystémiques

Le bien-être des populations à une période donnée est une fonction de l'utilité dégagée par la consommation des biens et des services disponibles (Ramsey, 1928). La consommation future, et

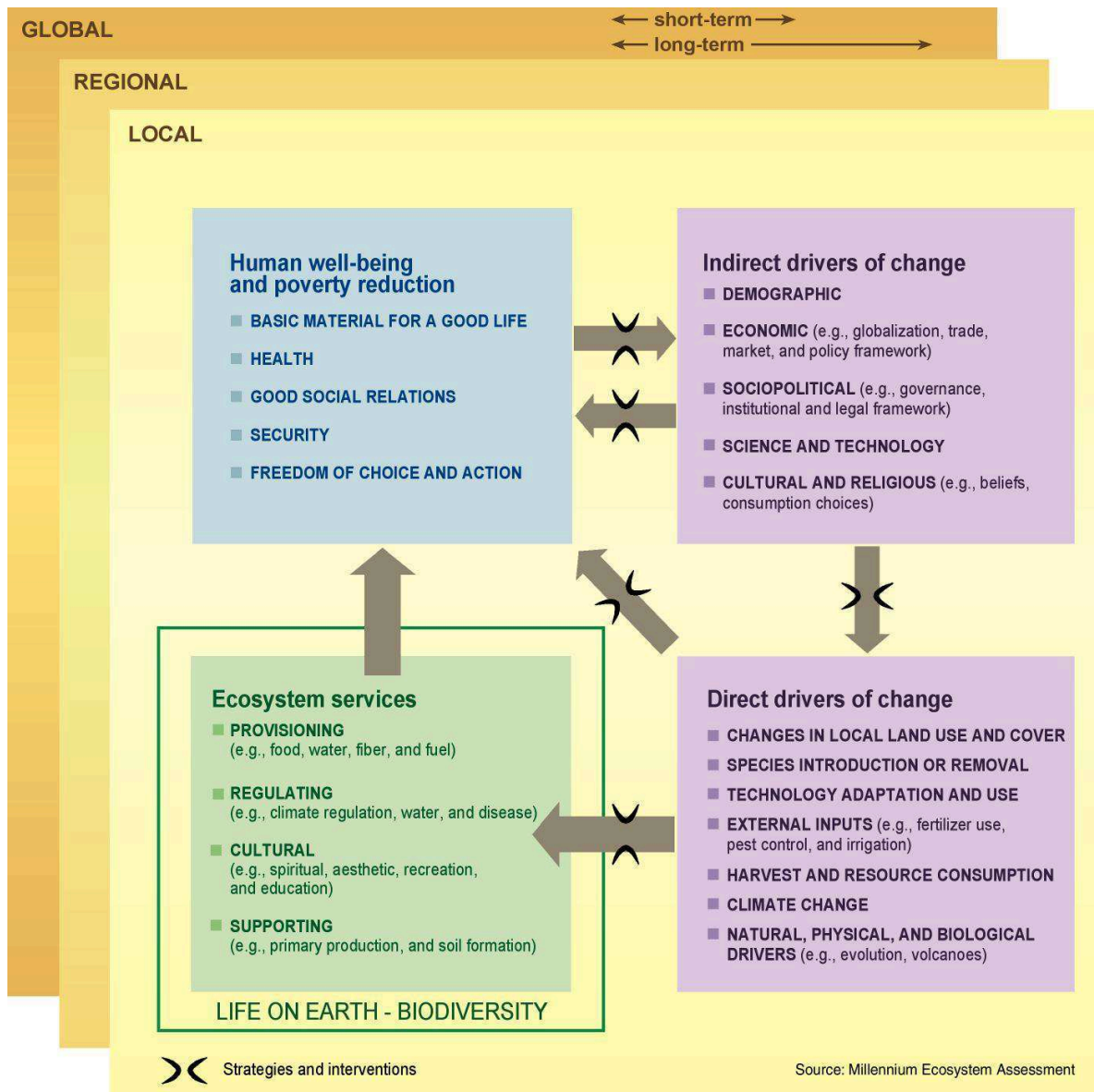
donc le bien-être social, sont fonction des stocks actuels de capitaux (Mäler et al., 2008), ainsi l'état du capital naturel est un enjeu majeur pour le maintien ou l'augmentation du bien-être des populations.

L'émergence de la notion de services écosystémiques a permis d'appréhender les interactions entre les niveaux de capital naturel et les niveaux de bien-être humain (Ehrlich et Mooney, 1983 ; Daily, 1997 ; Costanza et al., 1997) et a permis de mettre en évidence la manière dont des choix de politiques et des actions humaines générant des impacts sur la structure et le fonctionnement des écosystèmes, peut conduire à une perte de bien être des population. Les services écosystémiques « désignent les aspects des écosystèmes qui sont utilisés (activement ou passivement) pour produire le bien-être humain » (Fisher et al., 2009, p.645). En ce sens ils offrent une grille standardisée pour l'analyse des interactions entre les problématiques de développement et de conservation. Dans le développement de cette approche, le MEA constitue une étape clé. En effet, le MEA (2005a) a permis de stabiliser un cadre conceptuel autour de la notion de services écosystémiques à travers la création d'un cadre logique (Figure 2) et l'identification de quatre catégories de services (Carpenter et al., 2009 ; Daily et al., 2009).

Les quatre catégories de services écosystémiques identifiées par le MEA sont les suivantes :

1. les services d'approvisionnement qui renvoient aux ressources naturelles qui sont directement exploitées comme les arbres ou les poissons ;
2. les services de régulation qui représentent les fonctions écosystémiques telles que la purification de l'eau ou le recyclage des déchets ;
3. les services culturels qui sont liés aux activités récréatives en lien avec la nature et au sentiment de bien-être de manière générale ;
4. les services de support qui sont les processus élémentaires nécessaires à la reproduction du vivant sur la Terre.

Comme le montre la Figure 2, il existe des facteurs de changement direct et indirect. Les facteurs indirects concernent par exemple la taille de la population, la technologie ou le style de vie. Parmi les facteurs directs qui ont un impact direct sur la biodiversité on peut citer l'application de fertilisant ou les changements d'usage des sols. Ces impacts sur la biodiversité vont avoir pour conséquence de modifier les écosystèmes et les services qu'ils fournissent et ainsi impacter le bien-être des populations. Le MEA suggère d'appliquer cette analyse à différentes échelles de temps et d'espace. L'impact du MEA a aussi permis de populariser le cadre des services écosystémiques au-delà de la sphère scientifique, contribuant ainsi à la médiatisation du concept (Gómez-Baggethun et al., 2010 ; Méral 2010).



**Figure 2 - Cadre conceptuel du MEA présentant les interactions entre la biodiversité, les services écosystémiques, le bien-être humain et les moteurs de changement (MEA, 2005a)**

Ces éléments ont permis la construction d'un cadre de travail pour mesurer, analyser et comprendre les effets des changements environnementaux sur les écosystèmes et sur le bien-être humain.

Le MEA a porté sur l'ensemble du capital naturel et des services écosystémiques qu'il fournit. Dans notre travail de thèse, nous nous sommes concentrés sur la question des écosystèmes aquatiques. Comme l'illustre l'existence d'un rapport du TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity) spécifique sur les zones humides (ten Brink et al., 2013), ces écosystèmes fournissent des services écosystémiques qui sont essentiels pour l'homme. Barbier (2011) souligne l'importance des services écosystémiques fournis par les écosystèmes aquatiques, du fait de leur importance dans l'approvisionnement en eau potable, de l'atténuation des risques naturels ou encore du stockage du

carbone. Le Tableau 1 propose une synthèse des services rendus par les écosystèmes aquatiques, la littérature en propose plusieurs classification<sup>4</sup> (Brander et al., 2006 ; Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011).

Services d'approvisionnement	Services de régulation
<ul style="list-style-type: none"> <li>- ressources alimentaires : poissons, gibiers, fruits, graines ;</li> <li>- fourniture d'eau : stockage d'eau pour des usages domestiques, agricoles ou industriels ;</li> <li>- fibres et combustibles : bois, tourbe, fourrage, roseaux ;</li> <li>- ressources biochimiques et génétiques : médicaments, biocides.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- régulation du climat : source et stockage de gaz à effets de serre, pluviométrie ;</li> <li>- régulation de l'eau : recharge/relargage, alimentation des nappes ;</li> <li>- traitement de l'eau et des déchets : capture, récupération et élimination des excès de nutriments ;</li> <li>- régulation de l'érosion : rétention des sols et des sédiments ;</li> <li>- régulation des risques naturels : inondations, tempêtes ;</li> <li>- pollinisation : habitats pour les pollinisateurs.</li> </ul>
Services culturels	Services de support
<ul style="list-style-type: none"> <li>- spirituel : source d'inspiration, attachement religieux ;</li> <li>- récréation : activités de loisirs ;</li> <li>- esthétique : aménités paysagères ;</li> <li>- éducation : partage, enseignement.</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Formation des sols : rétention des sédiments et accumulation de matière organique ;</li> <li>- Cycle des nutriments : stockage, recyclage, transformation et acquisition des nutriments (cycles de l'azote, du carbone, etc.).</li> </ul>

Tableau 1 - Services rendus par les écosystèmes aquatiques (MEA, 2005b)

### 1.3. *L'état du capital naturel*

De nombreux indicateurs témoignent de l'érosion du capital naturel et de la biodiversité (UICN, 2009 ; Butchart et al., 2010 ; Hoffman et al., 2010 ; Cardinale et al., 2012). En ce qui concerne les écosystèmes aquatiques, les experts estiment que la moitié des zones humides auraient été détruites depuis 1900 (ten Brink et al., 2013).

<sup>4</sup> Les quatre catégories de services retenues sont critiquables, comme par exemple le fait que l'on ne puisse pas mettre toutes les catégories de services sur le même plan puisque certains services de régulation peuvent être à la source de services d'approvisionnement et ainsi générer des redondances (Amigues et Chevassus-au-Louis, 2011). Le cadre des services écosystémiques tel que proposé par le MEA a d'ailleurs été au cœur de débats récents entre les scientifiques (Wallace, 2007 ; 2008 ; Costanza, 2008 ; Fisher et Turner, 2008 ; Fisher et al., 2009).

Simultanément, plusieurs indicateurs montrent que le capital physique et le capital humain augmentent grâce aux investissements qui sont réalisés dans ces derniers. À titre d'exemple, l'espérance de vie en France est passée de 60 ans pour les hommes et 65 ans pour les femmes en 1946 à respectivement 79 ans et 85 ans en 2011 (INSEE) traduisant une augmentation du capital humain. En France, l'augmentation du capital physique peut-être observée à travers l'indicateur de Formation Brute de Capital Fixe (FBCF) qui montre une tendance générale à la hausse depuis les années 50 où il s'élevait à 33,4 milliards d'euros (de l'année 2000) pour atteindre 321,9 milliards d'euros en 2009 (INSEE).

L'analyse des dynamiques qui régissent l'investissement pour augmenter les stocks de capitaux est un des principaux sujets d'étude des économistes. Dans le cadre de ce travail nous ne nous intéresserons qu'à l'investissement dans le capital naturel.

La question de l'investissement dans le capital naturel n'est pas nouvelle, depuis la révolution néolithique et l'invention de l'agriculture, les hommes se sont demandés comment augmenter les capacités de production du capital naturel cultivé. La sélection de variétés plus productives de céréales, le développement de moyens de fertilisation sont des exemples d'investissement dans du capital naturel. Cependant aujourd'hui, il apparaît au regard du bilan du MEA que cet investissement se soit orienté de façon prioritaire envers la maximisation des services d'approvisionnement sans prendre en compte les effets sur les autres catégories de services. C'est ce que présente succinctement le Tableau 2. La focalisation sur les services écosystémiques de prélèvement a conduit à une forte inefficience de l'exploitation de la biodiversité. Ainsi, la plupart du temps, la stratégie d'exploitation de la biodiversité est fondée sur la recherche de maximisation de la production de quelques services de prélèvement et néglige la prise en compte des autres catégories de services écosystémiques.

Les conclusions du MEA soulignent que 60% des écosystèmes se détériorent (MEA, 2005a), les services écosystémiques qui disparaissent sont ceux qui sont de nature collective ou publique et qui ne sont pas vendus sur des marchés (recyclage des déchets, habitats de reproduction pour les animaux ou paysage pour l'homme, etc.). A l'inverse, ceux qui ont été fortement valorisés durant les cinquante dernières années sont les services de nature privée pouvant être vendus sur des marchés et qui fondent aujourd'hui les secteurs de la sylviculture, de l'agriculture et de l'aquaculture.



Catégorie de services	Services	Evolutions
Services de prélèvement ou d'approvisionnement	Agriculture	+
	Elevage	+
	Pêche	-
	Aquaculture	+
	Nourritures sauvages	-
	Bois de construction	+/-
	Coton, chanvre, soie	+/-
	Bois de feu	-
	Ressources génétiques	-
	Produits biochimiques, médecines naturelles, produits pharmaceutiques	-
	Eau douce	-
Services de régulation	Régulation de la qualité de l'air	-
	Régulation du climat mondial	+
	Régulation du climat régional et local	-
	Régulation du cycle de l'eau	+/-
	Régulation de l'érosion	-
	Purification de l'eau et traitement des déchets	-
	Régulation des maladies	+/-
	Régulation des parasites	-
	Pollinisation	-
	Régulation des risques naturels	-
Services culturels	Valeurs spirituelles et religieuses	-
	Valeurs esthétiques	-
	Récréation et écotourisme	+/-

**Tableau 2 - Évolution des services écosystémiques entre 1950 et 2005 (MEA, 2005a).** Les « + » traduisent une augmentation, les « - » une réduction et les « +/- » une augmentation dans certaines régions du monde et une réduction dans d'autres. Les services de support ne sont pas mentionnés ici car il est difficile d'en évaluer l'évolution

#### **1.4. L'investissement dans les écosystèmes aquatiques**

Les projets d'investissement dans les écosystèmes ont deux traductions opérationnelles dont les limites sont parfois difficiles à définir.

##### L'ingénierie écologique

La première concerne l'ingénierie écologique (Figure 3). Cette approche, consiste à connecter la société avec l'environnement en prenant en compte les écosystèmes et cherche à profiter de leur fonctionnement (Odum et Odum, 2003). L'ingénierie écologique est définie comme « la conception d'écosystèmes durables qui intègrent la société humaine dans son environnement naturel pour le bénéfice des deux » (Mitsch et Jørgensen, 2003).

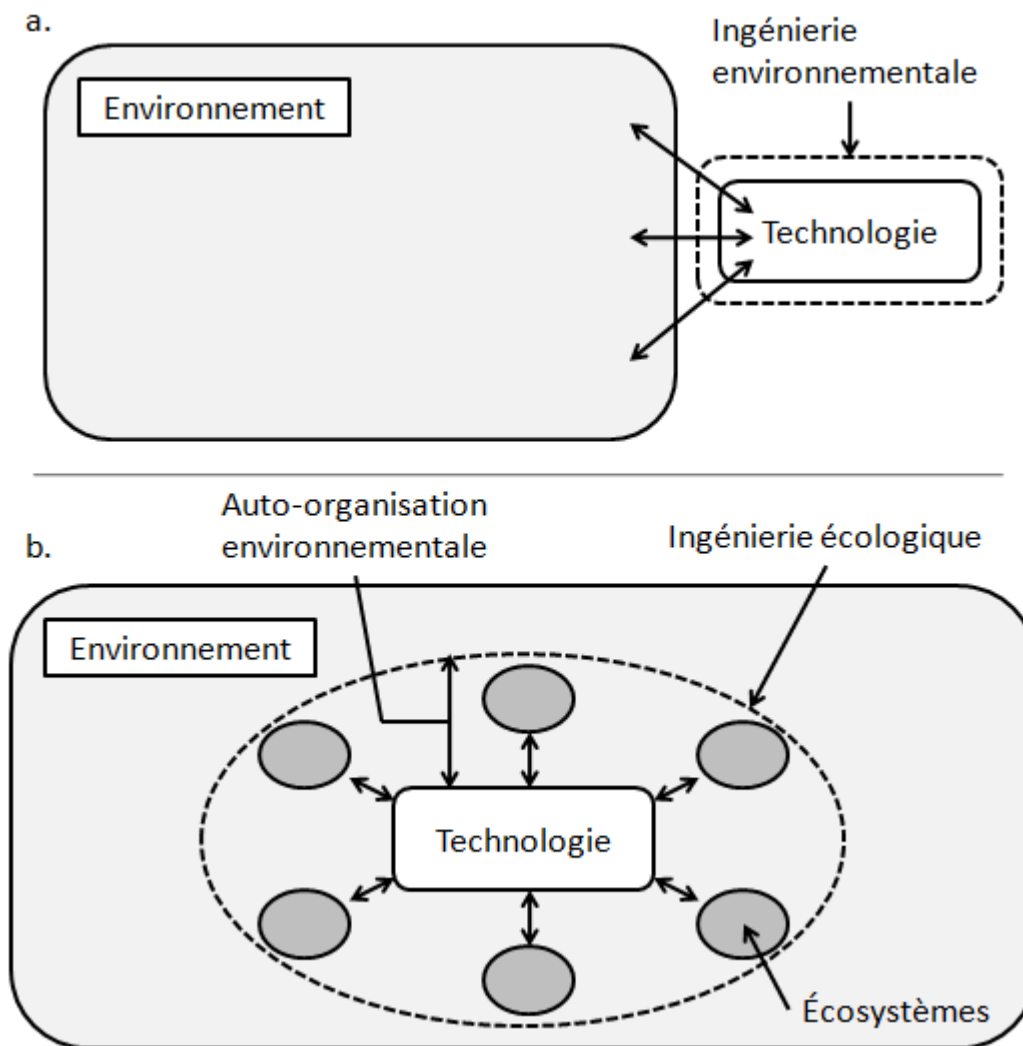


Figure 3 - L'échelle de l'ingénierie écologique, plus large que celle de l'ingénierie environnementale, (a.) les limites de l'ingénierie environnementale et (b.) celle de l'ingénierie écologique (adapté de Odum et Odum 2003)

Les actions d'investissement dans l'ingénierie écologique existent déjà pour les écosystèmes aquatiques. On peut citer notamment la création d'écosystèmes aquatiques à la sortie de stations d'épuration pour profiter de leur capacité d'épuration (Kivaisi, 2001) ou la mise en place de récifs d'huîtres pour lutter contre l'érosion côtière (Borsje et al., 2011).

#### La restauration écologique

La deuxième forme d'investissement dans les écosystèmes naturels est la restauration écologique. Elle est définie comme « le processus d'assistance au recouvrement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit [et qui] vise à réparer les écosystèmes en respect de leur santé, de leur intégrité et de leur autosuffisance » (SER, 2004). Il s'agit d'une procédure très stricte qu'il n'est pas toujours possible de mettre en place quand les écosystèmes sont trop impactés. Aussi un certain nombre de scientifiques se sont rassemblés derrière le concept plus large de « restauration du capital naturel » (Aronson et al., 2007 ; Neßhöver et al., 2009). Ce concept inclue

l'ensemble des activités d'investissement ou de réapprovisionnement du capital naturel en vue d'améliorer le flux de services tout en améliorant le bien-être humain. Plusieurs actions différentes de la restauration écologique s'intègrent à cette vision (Aronson et al., 2007 ; Clewell et Aronson, 2010 ; Scemama et Levrel, 2012a ; Nicolas et al., 2013), parmi lesquelles :

- la préservation, qui consiste à supprimer les menaces qui pèsent sur un écosystème aquatique ou à prévenir son déclin. Il s'agit généralement d'actions de protection et d'entretien de l'écosystème par la mise en place des mécanismes légaux et physiques appropriés ;
- l'amélioration, qui consiste à manipuler les caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques d'un écosystème aquatique pour augmenter, intensifier ou améliorer une ou plusieurs fonctions aquatiques spécifiques ;
- la réhabilitation, qui consiste à aider le rétablissement du fonctionnement d'un écosystème endommagé afin de rétablir sa productivité, soit sa capacité à produire des services écosystémiques ;
- la réaffectation (ou création), qui consiste mettre en place un écosystème aquatique là où il n'en existait pas dans le but de produire de nouveaux services écosystémiques qui sont jugés pertinents par les parties prenantes du projet.

Les différences entre ces types d'action sont principalement liées à l'expertise écologique nécessaire pour les mettre en place, ainsi, comme le soulignent Nicolas et collaborateurs (2013), « la différence entre restauration, réhabilitation et réaffectation vient de la trajectoire et de la référence que l'on prend comme objectif de l'intervention ». On peut aussi différencier ces actions en fonction de leurs bénéfices, les actions de création permettent des gains en termes de surface d'écosystème aquatique et en termes de services écosystémiques, alors qu'une action d'amélioration ne permet qu'un gain en termes de services (Tableau 3).

Action	Gain de surface	Gain de services
Préservation	Non	Non
Amélioration	Non	Oui
Réhabilitation	Oui	Oui
Réaffectation	Oui	Oui
Restauration	Oui	Oui

**Tableau 3 - Lien entre action d'investissement et résultat en termes de surface et de services écosystémiques**

Aujourd'hui, des progrès importants ont été fait dans les connaissances nécessaires à la mise en place de ces actions de restauration (Falk et al., 2006 ; Clewell et Aronson, 2010), si bien qu'on peut de mieux en mieux anticiper les gains potentiels (Benayas et al., 2009) et les pas de temps

nécessaires avant que les écosystèmes puissent fournir le maximum de services écosystémiques (Morris et Barham, 2007 ; Neßhöver et al., 2009 ; Jones et Schmitz, 2009).

Le célèbre exemple des zones humides des Castkills et du Delaware pour la ville de New-York est un exemple des bénéfices que l'on peut attendre de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques. La protection et la restauration des zones humides situées à la source de l'approvisionnement en eau de New York a permis à la ville d'économiser plusieurs milliards de dollars qui auraient été autrement dépensés dans des infrastructures comme des stations de traitement de l'eau (Elliman et Berry, 2007).

Les actions visant à investir dans les écosystèmes aquatiques existent et les preuves de leur efficacité s'accumulent. Pour savoir si ce type de pratiques peut se généraliser, nous allons nous intéresser aux contraintes économiques que les gestionnaires doivent prendre en compte pour réaliser ce type d'investissement dans la biodiversité.

### ***1.5. Les raisonnements de l'économie pour expliquer le sous-investissement dans le capital naturel***

La Figure 4 illustre la formalisation économique de l'investissement dans la production de services écosystémiques. Sur l'axe des ordonnées on représente les avantages et les coûts marginaux liés à la production de services écosystémiques et sur l'axe des abscisses la quantité de services écosystémiques<sup>5</sup>. La courbe de demande correspondant aux avantages « marchands » représente les bénéfices que le public retire des services écosystémiques vendus sur des marchés (fourniture de bois, de poissons, etc.). Elle est inférieure à la courbe de demande correspondant aux avantages « totaux » qui prennent en compte l'ensemble des bénéfices que le public retire des services écosystémiques marchands et non marchands (représentés en tirets car on ne connaît pas leur niveau exact).

Les courbes de demandes désignent aussi le consentement à payer marginal permettant de déterminer le prix que le public est prêt à payer pour jouir d'une unité supplémentaire de services. Ces courbes sont décroissantes car le consentement à payer pour une unité supplémentaire de services diminue alors que la quantité de services consommée augmente. Ainsi le consentement à payer pour consommer une unité supplémentaire de services écosystémiques est une fonction décroissante du niveau de services disponibles. Comme le souligne Pearce (2007, p.316) « nous n'avons aucune raison de supposer que les services écosystémiques sont différents des autres biens et services sur cet aspect : ils doivent obéir à la loi de la demande ». Cependant il faut souligner

---

<sup>5</sup> Pour les besoins de la représentation on admet que l'ensemble des services écosystémiques peuvent être représentés par un unique indicateur.

l'existence d'un seuil minimum de services ( $SE_{min}$ ) en dessous duquel le consentement à payer n'a plus de sens, car en dessous de ce seuil, il existe des risques d'effondrement complet des écosystèmes (Turner et al., 2003). Ce seuil est associé à des scénarios de détérioration majeure du capital naturel dans lesquels il n'y a plus aucun sens à parler de valeur économique (Pearce, 2007)<sup>6</sup>.

La production de services écosystémiques est associée à des coûts opérationnels, il s'agit du coût des investissements nécessaires pour augmenter la production des services écosystémiques (matériel et travail nécessaire pour augmenter les quantités d'écosystèmes, protéger les écosystèmes ou les restaurer). Ces investissements sont associés à des coûts d'opportunités importants correspondant au manque à gagner associé à la conservation ou à la restauration des écosystèmes. Ce manque à gagner correspond aux bénéfices potentiels du meilleur usage alternatif du capital investi pour produire ce niveau de services écosystémiques.

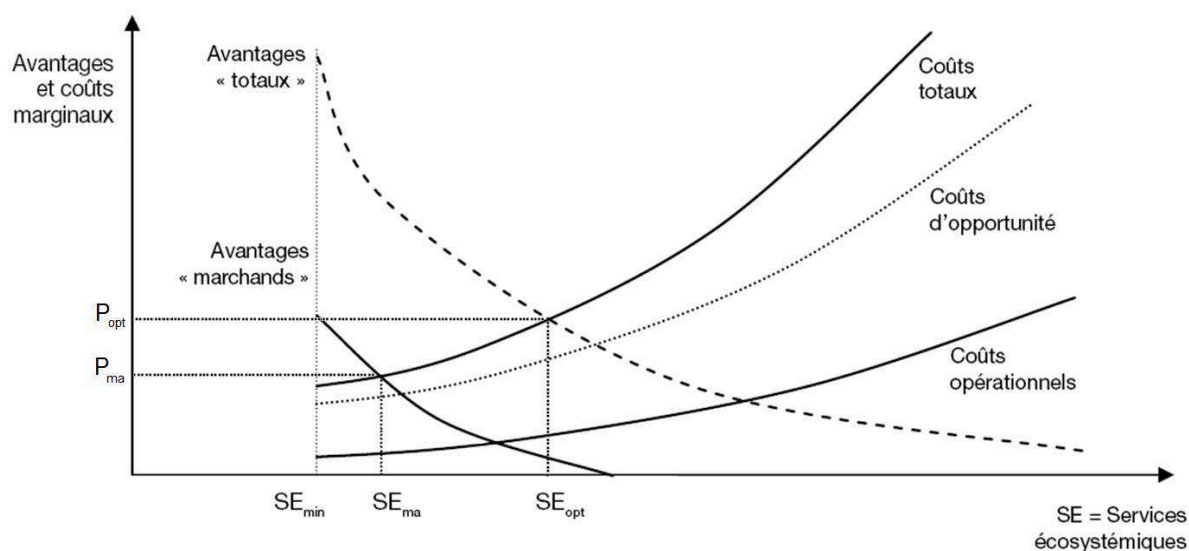


Figure 4 - Formalisation économique de la question de la gestion du capital naturel (adapté de Pearce 2007)

Ce graphique nous permet de souligner quels sont les principaux enjeux pour les économistes vis-à-vis de l'investissement dans le capital naturel. Nous expliciterons ici trois approches : celles des économistes de l'environnement, des économistes écologiques et celle des économistes néo-institutionnels.

### 1.5.1. Les perspectives de l'économie de l'environnement

Pour les économistes de l'environnement, le problème du sous-investissement est lié à la non prise en compte des externalités négatives et positives qui sont liées respectivement à la destruction de la biodiversité ou à la protection de cette dernière. En effet une part importante de la production et de la consommation de services écosystémiques n'est pas encadrée par le marché et c'est

<sup>6</sup> Ce seuil est plus sérieusement considéré par les économistes écologiques sous le terme de capital naturel critique (Ekins et al., 2003).

pourquoi il n'existe pas de signal prix permettant d'inciter à investir dans la production de ces derniers. Cela conduit au résultat suivant : les coûts de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques sont inférieurs aux bénéfices générés par ces investissements sur le marché des services écosystémiques.

La biodiversité et les services écosystémiques qu'elle fournit renvoient souvent à des valeurs non-marchandes qui sont mal connues et peu ou pas intégrées dans les choix d'investissement. Dès lors, ces choix se font le plus souvent en défaveur de la biodiversité ainsi que des services dont elle est le support. Ainsi, si une action d'investissement dans un écosystème aquatique est menée, les bénéfices marginaux qu'elle va générer risquent d'être sous-estimés. Or si le prix révélé par les marchés de services écosystémiques ( $P_{ma}$ ) est celui à partir duquel les choix d'investissement sont opérés, on arrive à un niveau de services écosystémiques ( $SE_{ma}$ ) sous-optimal (Figure 4).

L'enjeu pour les économistes de l'environnement est donc de révéler la valeur réelle des services écosystémiques et des externalités positives ou négatives auxquelles ils renvoient, en vue de fournir les incitations correspondantes aux coûts et aux bénéfices réels que génèrent les choix des agents (via des taxes ou des subventions par exemple). Il est donc primordial de reconstruire la courbe de demande marginale réelle pour les services écosystémiques afin de faire apparaître le prix optimal ( $P_{opt}$ ).  $P_{opt}$  doit fournir un niveau d'incitation à l'investissement qui soit suffisant pour obtenir la quantité optimale de services écosystémiques ( $SE_{opt}$ ). Pour résumer, les économistes de l'environnement proposent une régulation par les prix.

Une telle posture impose l'évaluation de la valeur des services écosystémiques. Beaucoup de travaux ont ainsi été effectués pour estimer la valeur économique du capital naturel. On peut les séparer en deux catégories (Levrel et al., 2012a).

Premièrement, des études à grande échelle. On peut évoquer les travaux du TEEB qui ont chiffré le coût de l'inaction politique face à l'érosion de la biodiversité à 13 938 milliards d'euros pour la période 2000-2050 (Braat and Ten Brink, 2008). La valeur des flux annuels de services écologiques offerts par la nature a par ailleurs été estimée à 33 000 milliards de dollars par an (Costanza et al., 1997), et à 2 000 milliards de dollars par an pour les écosystèmes côtiers (Martínez et al., 2007). En France, de telles études ont aussi été conduites et ont permis de proposer une valeur de référence pour l'ensemble des services écosystémiques rendus par la forêt française égale à 970 euros par hectare et par an (Chevassus-Au-Louis et al., 2009).

Deuxièmement, des études ont été réalisées à des échelles plus fines pour l'application d'analyses coûts-bénéfices associées à des projets de développement ou de conservation à une échelle locale. Ces études sont nombreuses comme l'atteste l'existence de plusieurs bases de données permettant d'en compiler les résultats (McComb et al., 2006). Parmi ces dernières, la base de donnée EVRI (*Environmental Valuation Reference Inventory*) contient plus de 2 500 études.

Malgré la multiplication de ces évaluations, leur impact en termes de décisions politiques reste faible. C'est ce qu'ont montré Fisher et al. (2008) qui n'ont trouvé que 34 études économiques qui exprimaient un lien direct avec une décision politique et Billé et al. (2011) qui ont montré sur une analyse d'environ 700 études que seulement 4% de celles-ci mentionnent un cas spécifique d'utilisation probante de l'analyse économique opérée. Ainsi malgré l'accumulation de preuves des bénéfices économiques qui dérivent de la conservation de la nature, les investissements dans la biodiversité n'augmentent pas (Balmford et al., 2002 ; Butchart et al., 2010). Laurans et collaborateurs (2013) qui ont aussi mentionné l'absence d'usage des évaluations des services écosystémiques par la littérature, l'expliquent notamment par le fait que l'intérêt de l'usage des évaluations dans les processus de décision puisse être limité. En ce sens ils mettent en évidence des éléments qui sont liés au côté opérationnel de l'évaluation économique de la biodiversité.

Le point fort de l'économie de l'environnement, d'un point de vue scientifique est de proposer un cadre théorique et la mobilisation de concepts qui ont une cohérence d'ensemble.

### **1.5.2. Les perspectives de l'économie écologique**

L'économie écologique est un courant de pensée récent dont le cadre théorique est difficile à définir précisément. Cela peut s'expliquer par le fait que les scientifiques qui s'en revendiquent viennent d'horizons très divers (Spash et Ryan, 2012). Certains sont d'anciens économistes de l'environnement, de l'agriculture et des ressources qui ont un ancrage théorique orthodoxe ; d'autres viennent des sciences naturelles et ont une approche très pragmatique de l'économie pour le développement de politiques environnementales ; enfin un troisième groupe peut être identifié qui regroupe l'ensemble des économistes hétérodoxes qui veulent faire évoluer la façon dont la science économique considère l'environnement.

Malgré cette diversité, les économistes écologiques partagent un même objectif normatif : celui d'imposer des contraintes de durabilité forte au système économique. Ces contraintes sont fondées sur le respect des limites biophysiques des écosystèmes et sur la dépendance du bien-être humain envers la biodiversité et les services écosystémiques. Si l'on raisonne à partir de la Figure 4, il s'agit de mettre en place les outils institutionnels nécessaires pour inciter le système économique à réaliser le niveau d'investissement dans le capital naturel qui permette de produire  $SE_{opt}$ . Dans une telle situation, le prix optimal ( $P_{opt}$ ) devrait être atteint par un report des coûts de production sur le prix des services écosystémiques vendus et par l'ajustement de l'offre et de la demande. Pour résumer, les économistes écologiques proposent une régulation par la quantité.

Dans ce paragraphe nous proposons d'exposer quelques concepts qui sont mobilisés par l'économie écologique et qui nous semblent indispensables pour traiter de l'investissement dans le capital naturel.

L'économie de l'environnement considère que les différents types de capitaux sont substituables (Pearce et Atkinson, 1993). Il s'agit d'un prérequis indispensable pour l'utilisation de la valeur monétaire comme d'une unité d'équivalence permettant de comparer les bénéfices liés à différents scénarios alternatifs de substitution d'un type de capital par un autre. L'économie écologique conteste cette position : capital naturel et capital physique ne sont substituables que jusqu'à un certain seuil et il existe une portion de capital naturel qui est essentielle pour l'homme et pour laquelle il n'existe aucun substitut adéquate. Ce niveau minimum de capital naturel est appelé « capital naturel critique » (Ekins et al., 2003) et peut-être associé au point  $SE_{min}$  de la Figure 4.

L'économie écologique souligne les limites de l'évaluation monétaire pour qualifier la valeur du capital naturel et ce pour trois raisons. Premièrement il existe de grandes difficultés à évaluer les valeurs d'usages non-marchands et les valeurs de non-usage (Heal, 2000). Deuxièmement, l'internalisation des externalités ne garantit pas que les contraintes de durabilité forte puissent être respectées (Bithas et al., 2011). Troisièmement, les évaluations monétaires ne tiennent pas compte du contexte institutionnel dans lequel elles s'insèrent ce qui limite leur portée informative (Norgaard et Bode, 1998 ; Vatn, 2010). En ce sens, les économistes écologiques préfèrent des approches multicritères et le développement d'outils d'évaluation non monétaires.

Parmi les travaux sur le sujet, on peut mentionner ceux développés par le *Natural Capital Project*<sup>7</sup>. Les services écosystémiques sont semblables aux autres biens et services de notre système économique dans le sens où ils sont produits à partir d'une combinaison d'intrants au travers d'une fonction de production écologique (Polasky et Sergerson, 2009). Aussi ils prônent une approche de la valorisation basée sur la compréhension des fonctions de production écologiques et de leurs interactions. Cela doit permettre d'améliorer la prise en compte des services écosystémiques dans les processus de décision dans l'optique de voir naître des incitations financières ou institutionnelles qui serviront de guide à l'investissement dans le capital naturel (Daily et al., 2009 ; Nelson et al., 2009).

Dans le même ordre d'idée, les approches développées autour du concept « d'empreinte écologique » proposent d'illustrer l'importance du capital naturel pour la société en comparant directement et en termes physiques les capacités bio-productives moyennes de la planète et la consommation finale des individus, villes ou pays (Wackernagel et al., 1999).

D'un point de vue plus pragmatique, il apparaît que les retours sur investissement des projets de restauration ou de création d'un écosystème ne s'expriment pas toujours en termes monétaires, auquel cas il apparaît logique de proposer une évaluation de ces bénéfices en termes biophysiques (Goldstein et al., 2008).

---

<sup>7</sup> Le Natural Capital Project est un partenariat existant entre l'Université de Stanford, The Nature Conservancy et le World Wildlife Fund ([www.naturalcapitalproject.org](http://www.naturalcapitalproject.org)).



Farley et Costanza (2010) proposent une définition intéressante de l'opposition entre économie de l'environnement et économie écologique en traitant des paiements pour services environnementaux (PSE). « L'approche de l'économie de l'environnement pour les PSE essaye de forcer l'entrée des services écosystémiques dans le marché, en mettant l'emphase sur l'efficacité. L'approche de l'économie écologique, au contraire, cherche à adapter les institutions économiques aux caractéristiques physiques des services écosystémiques, en donnant la priorité à la durabilité écologique et la juste distribution, ce qui requiert une approche transdisciplinaire » (Farley et Costanza, 2010, p.2060).

Le point faible de l'économie écologique est son manque de cadre théorique stabilisé dès que l'on va au-delà du concept de durabilité forte.

### 1.5.3. Les perspectives de l'économie néo-institutionnelle

L'économie néo-institutionnelle étudie les institutions et les organisations, leurs interactions et leur rôle dans la coordination des échanges économiques. Le problème du sous-investissement dans les écosystèmes aquatiques se pose ici comme un problème de coordination. À partir de la Figure 4, on a fait apparaître la difficulté qu'il existe à créer les conditions incitatives pour atteindre le point de rencontre de l'offre et de la demande correspondant à  $SE_{opt}$  et  $P_{opt}$ . Ces difficultés peuvent avoir pour origine des problèmes qui sont au cœur des préoccupations des économistes néo-institutionnels (Ménard, 2011) : un problème d'externalités<sup>8</sup>, un problème de droits de propriété, un problème de coûts de transaction politiques ou encore un problème sociétal.

Toujours par rapport à la Figure 4, l'économie néo-institutionnelle ne rejette aucune des solutions proposées. Cependant, choisir de faire apparaître le juste prix  $P_{opt}$  pour espérer un ajustement automatique du niveau d'investissement pour atteindre  $SE_{opt}$  (régulation par les prix) ou préférer l'approche visant à fixer  $SE_{opt}$  par la réglementation (régulation par les quantités) pose la question du choix organisationnel qui permettra d'atteindre ces  $P_{opt}$  et  $SE_{opt}$ . Ce choix se fait sur la base de la minimisation des coûts de transaction. Les coûts de transaction constituent l'élément central de la théorie néo-institutionnelle. Ils désignent « ce qu'il en coûte d'organiser une transaction, ou plus formellement, les coûts comparatifs de planification, d'adaptation et de suivi des transferts de droits associés à des tâches, dans le cadre d'arrangements organisationnels alternatifs » (adapté de Williamson, 1985, p.2).

Posé en termes de coûts de transaction, le problème du sous-investissement dans le capital naturel se traduit par le constat que les coûts de la transaction sont supérieurs aux gains espérés de

---

<sup>8</sup> Ce problème est commun aux économistes de l'environnement qui se concentrent sur l'évaluation du prix de ces externalités et laissent le soin aux décideurs de mettre en place un système qui permettra de les internaliser. Nous verrons plus tard quelle est l'approche proposée par les économistes néo-institutionnels pour lutter contre les problèmes d'externalités.

la transaction (Dahlman, 1979). On préfère ainsi une situation de *statut quo* puisque les coûts associés aux différents modes réalisables d'organisation de la transaction sont trop élevés au regard des gains attendus. Dans cette posture, l'objectif normatif de l'économie néo-institutionnelle qui est la minimisation des coûts de transaction prend tout sens pour traiter de notre problème. C'est dans ce cadre théorique que nous avons choisi de traiter notre problème de sous-investissement dans les écosystèmes aquatiques.

## 2. Application de l'économie néo-institutionnelle à la question de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques

La Figure 5 résume le programme de recherche de l'économie néo-institutionnelle. L'apparition de ce courant de la science économique doit beaucoup à Ronald Coase qui en 1960 a introduit le concept de coûts de transaction et a fait apparaître la variété des modalités possibles d'organisation du système économique (Coase 1960). Davis et North (1970) contribueront à la naissance de ce programme de recherche en distinguant l'environnement institutionnel et les modes d'organisation qui se déploient dans cet environnement. L'économie néo-institutionnelle se pose ainsi la question des choix entre des modes d'organisation encadrés dans des institutions qui contribuent à en déterminer les coûts de fonctionnement respectifs (Ménard, 2012).

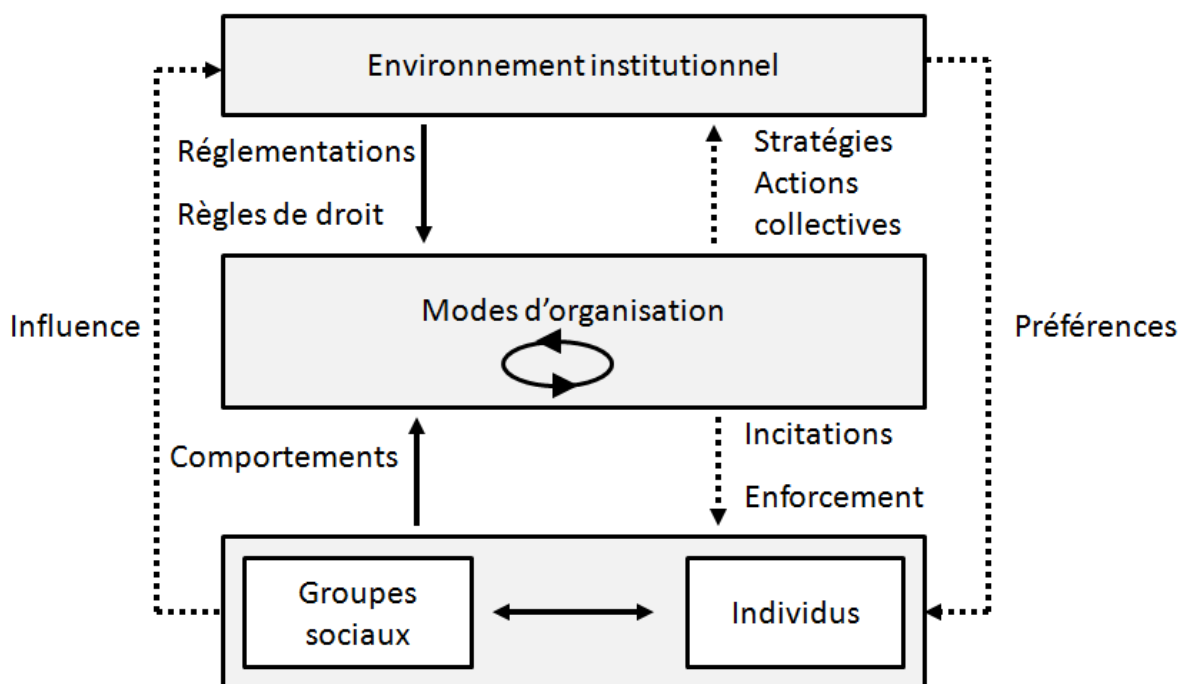


Figure 5 - Les composants d'une économie (adapté de Williamson [1996] par Ménard [2012])

Williamson a fortement participé à l'élaboration de ce programme de travail en proposant une analyse en termes de coûts de transaction permettant d'évaluer l'adéquation entre les caractéristiques d'une transaction et le mode d'organisation sur lequel elle repose (Williamson, 1985 ; 1996). Avec cette approche, l'investissement se retrouve au cœur de l'analyse puisque ses caractéristiques sont endogènes au choix organisationnel. C'est à dire que les décisions par rapport au mode d'organisation et par rapport à l'investissement sont simultanées (Saussier et Yvrande-Billon, 2007). Il s'agit d'un point central de la théorie qui justifie que l'on s'intéresse à la question de l'organisation des acteurs autour des projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques.

## ***2.1. Les problèmes que posent l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques***

Dans un premier temps nous allons chercher à montrer quelles sont les questions posées par l'organisation des acteurs de l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques. De par la nature des écosystèmes aquatiques, la définition de droits de propriété sur les services écosystémiques qu'ils fournissent est problématique, ce qui rend difficile leur gestion. A ces difficultés s'ajoutent des problèmes d'externalités. Ce sont des points bien connus de l'économie néo-institutionnelle, qui contribuent à justifier ce choix théorique pour étudier le sous-investissement dans les écosystèmes aquatiques.

### **2.1.1. L'investissement dans les écosystèmes aquatiques au cœur d'une transaction**

Les conditions dans lesquels les investissements sont mis en place pour produire des services écosystémiques à travers la restauration d'écosystèmes aquatiques définit une transaction au sens de Williamson : "Une transaction a lieu lorsqu'un bien ou un service est transféré à travers une interface technologiquement séparable. Une étape d'activité se termine et une autre commence" (Williamson [1985], p1). Nous nous intéressons à la transaction qui conduit à la production de services écosystémiques (Figure 6).

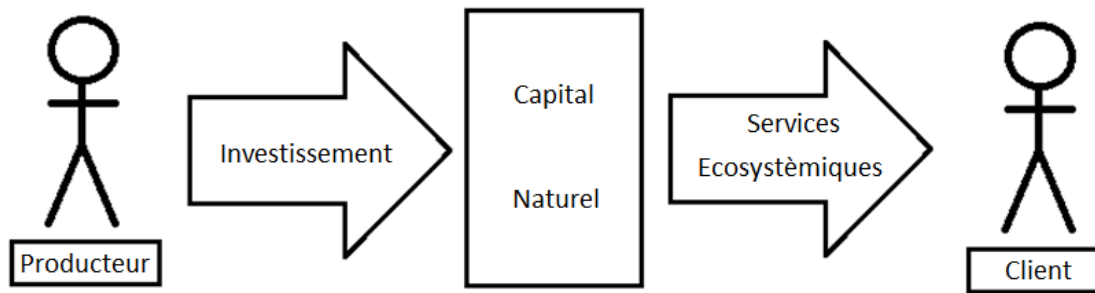


Figure 6 - La transaction autour de l'investissement dans le capital naturel

### 2.1.2. Un problème de droits de propriété, la question de la rivalité et de l'exclusivité autour des écosystèmes aquatiques

Les problèmes de gouvernance associés à la biodiversité proviennent en grande partie de la nature des droits de propriété qui peuvent être établis sur la biodiversité. Samuelson (1954) est le premier à opposer les biens privés à ce qu'il appelle les « biens de consommation collective »<sup>9</sup>. Une abondante littérature a suivi cette première distinction et a contribué à améliorer la définition des biens collectifs sur la base des critères de rivalité et d'excluabilité (Tableau 4). Le statut des services écosystémiques oscille entre bien public, bien commun et bien de club.

	<b>Non-excluable</b>	<b>Excluable</b>
<b>Non-rival</b>	Biens publics <i>Ex. : la régulation du climat</i>	Biens de club <i>Ex. : les parcs avec limite d'accès</i>
<b>Rival</b>	Biens communs <i>Ex. : les stocks de pêche</i>	Bien privés <i>Ex. : la tourbe ou les roseaux</i>

Tableau 4 - Les quatre types de biens

#### Les biens publics

Les biens publics sont des biens non-exclusifs et non-rivaux, c'est à dire qu'on ne peut pas interdire à un agent de jouir du bien-être que peut procurer un tel bien et que la consommation de ce bien par un agent ne prive pas les autres. Dans une certaine mesure on pourrait reconnaître ici les services culturels - quand un agent profite des aménités d'un paysage, il ne prive personne de ces

<sup>9</sup> « I explicitly assume two categories of goods : ordinary consumption goods [...] which can be parcelled out among different individuals [...] and collective consumption goods [...] which all enjoy in common in the sense that such a good leads to no subtraction from any other individual's consumption of that good » (Samuelson, 1954, p.387)

aménités - et certains services de support et de régulation - on ne peut pas réellement parler d'une compétition entre les humains pour la respiration, les bienfaits de la régulation de la qualité de l'air sont donc répartis également pour tous les humains. Il n'existe pas, en pratique, de biens publics « purs » sans limite d'utilisation (Chevassus-au-Louis et al., 2009). L'appartenance d'un bien à une catégorie dépend de la nature de ce bien, des institutions, et des capacités technologiques existantes. Les services écosystémiques peuvent changer de catégorie en fonction de la pression qui est exercée sur les écosystèmes (Fisher et al., 2009). Les biens publics sont alors exposés au problème de passager clandestin qui correspond à un risque de sous-production ou de surconsommation du bien public. La gouvernance de tels biens doit être assurée par un tiers soucieux de l'intérêt général - le plus souvent l'État - et ils doivent être financés à partir de fonds publics collectés par l'impôt.

#### Les biens de club

Les biens de clubs sont exclusifs et non-rivaux, c'est à dire que l'accès à leur consommation est restreint par des dispositifs d'exclusion mais que la consommation du bien par un agent autorisé ne prive aucun autre agent de la même consommation. D'après Buchanan (1965), les biens de club peuvent être volontairement produits par les membres d'une communauté d'intérêt<sup>10</sup> dont la taille est différente de celle de la nation. En termes de gestion, la consommation des biens de clubs peut-être encadrée par l'acquisition d'une licence dont le montant sert à financer le bien. On pourrait reconnaître ici les mécanismes de restriction d'accès à certains services écosystémiques, comme par exemple les limitations d'accès à certains sites naturels protégés afin d'éviter une trop grande pression des visiteurs.

#### Les biens communs

Les biens communs sont rivaux et non-exclusifs, c'est à dire que l'accès à leur consommation est libre mais que leur consommation impacte la consommation des autres agents. Les biens communs sont exposés à ce que Hardin (1968) qualifia de « tragédie des biens communs ». Elle désigne la dégradation de l'environnement du fait de l'utilisation par de nombreux individus d'une ressource commune en accès libre. Les agents retirent un bénéfice personnel de l'exploitation des services d'un écosystème aquatique mais partagent les coûts liés à cette exploitation. Dans l'optique d'augmenter leurs propres bénéfices ils vont augmenter l'exploitation de ces services mais ils ne vont pas investir dans le renouvellement de ces derniers ce qui conduit à leur raréfaction croissante. Une telle situation apparaît lorsque chaque individu ne se soucie que de ses bénéfices privés sans tenir compte, ou dans l'ignorance, du fait que ses propres actions ont une incidence sur le renouvellement

---

<sup>10</sup> Un groupe composé d'individus qui partagent une identité, des expériences ou des préoccupations et qui sont touchés par un problème commun, dans notre cas ce problème peut-être la gestion d'un bien ou d'une ressource.

du service écosystémique exploité. C'est ce processus qui a notamment conduit à l'effondrement des pêcheries de cabillaud de Terre-Neuve, les pêcheurs à la poursuite de la maximisation de leur intérêt individuel ont entraîné l'épuisement de la ressource. Les solutions envisagées pour encadrer les biens communs peuvent être classées en deux catégories (Chevassus-au-Louis et al., 2009). Certains considèrent les biens communs comme des ressources en accès libre (Cornes et Sandler, 1983), les recommandations de gestion vont alors généralement dans le sens de la régulation centralisée par l'État ou de la privatisation de ces biens (Rotillon, 2005). D'autres les considèrent comme des actifs qui, malgré l'absence de règles de propriété claires, sont sous le contrôle effectif de groupes qui ont défini des règles de gestion collective. Le caractère commun de la ressource représente alors un avantage notamment sur le plan de la flexibilité ou de l'adaptabilité face aux changements<sup>11</sup> (Ostrom et al., 1994).

Les services écosystémiques fournis par les écosystèmes aquatiques n'échappent pas à cette distinction, selon l'usage que l'on en fait, ils vont pouvoir appartenir aux différentes catégories (Tableau 4). Nous voyons donc par ces discussions, que selon les usages, les pressions, l'environnement institutionnel et la technologie, les écosystèmes aquatiques vont pouvoir être encadrés par différents régimes de propriété dont vont dépendre les formes de gouvernance de l'investissement.

### 2.1.3. Un problème d'externalité

Parmi les principales raisons évoquées pour expliquer les difficultés que le système économique éprouve à limiter l'érosion du capital naturel, les économistes évoquent généralement le problème des externalités (Costanza et Daly, 1992).

L'existence d'externalités environnementales négatives liées à un échange marchand peut conduire à la non prise en compte de la disparition ou à la dégradation d'une ressource rare. Il s'agit par exemple de la production d'un bien manufacturé qui s'accompagne d'une pollution d'écosystèmes aquatiques qui va entraîner des coûts pour la société. La question du partage de ces coûts se pose. D'un autre côté, l'investissement dans un écosystème aquatique s'accompagne de la production d'externalités environnementales positives, ce qui implique de résoudre les problèmes liés au partage des gains et des coûts de l'opération.

La prise en compte des externalités suppose généralement une certaine forme d'organisation collective. Les « impactés » ou les « bénéficiaires » doivent s'entendre pour fixer un système de compensation qui se traduit par des indemnités ou des cotisations. Cette coordination peut se faire à

---

<sup>11</sup> Voir aussi les travaux de la Resilience Alliance ([www.resalliance.org](http://www.resalliance.org)) avec par exemple Carpenter et Brock (2008).

travers différents systèmes : la marchandisation des externalités, l'intégration des activités sources ou réceptrices d'externalités, ou encore l'intervention d'un tiers extérieur aux parties.

Les économistes s'opposent sur le sujet :

Certains sont les partisans de l'intervention de l'État, ils ont travaillé au développement d'instruments de politiques publiques pour internaliser le coût des externalités dans les coûts de production. C'est notamment le principe de la taxe pigouvienne (Pigou, 1920), qui permet de faire supporter le coût des externalités environnementales sur le pollueur et qui a fait naître le principe du pollueur-payeur. Une autre forme d'intervention de l'État est de créer et d'encadrer un système de droit privé sur l'externalité, ces droits pouvant ensuite être échangés sur des marchés. Ce système qui doit permettre l'émergence d'une solution optimale par l'ajustement entre l'offre et la demande.

D'autres préfèrent invoquer le théorème de Coase<sup>12</sup> qui implique que les externalités peuvent être éliminées par le seul recours à la négociation entre pollueurs et pollués qui s'accorderont sur les compensations nécessaires (Bontems et Rotillon, 2007). Cependant, cette solution telle que proposée par Coase ne peut émerger que si les coûts de transaction sont suffisamment bas (Coase, 1960). Le principe du coût de transaction devient la cause de l'existence des externalités : « si les externalités existent, c'est parce qu'il est plus coûteux en termes de transaction de les faire disparaître que de les supporter » (Bontems et Rotillon, 2007, p.19).

Les écosystèmes aquatiques sont exposés aux problèmes d'externalités<sup>13</sup>. Un investissement dans un écosystème aquatique entraîne la production de services écosystémiques. La question des externalités se pose lorsque certains agents, étrangers à cet investissement subissent des coûts ou récoltent des bénéfices issus de la production de ces services écosystémiques. La question des externalités est donc largement liée aux conditions dans lesquels l'investissement est réalisé : qui le met en place, qui le finance, pour quel objectif, quels sont les bénéficiaires, quels sont les passagers clandestins. L'existence d'externalités et les dispositifs envisageables pour les internaliser vont donc dépendre de l'organisation des acteurs autour de l'investissement. L'économie néo-institutionnelle choisit la transaction comme objet d'étude, c'est donc à cette échelle que nous devons étudier l'investissement dans le capital naturel.

## ***2.2. L'organisation des acteurs autour des projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques***

---

<sup>12</sup> En se basant sur l'article de Ronald Coase (1960) *The problem of social cost*, George Stigler énonçait le théorème « Le théorème de Coase (...) affirme qu'en situation de compétition parfaite, les coûts privés et les coûts sociaux s'égalisaient » (Stigler, 1966, p.113).

<sup>13</sup> Du fait que notre problème porte sur l'investissement dans ce type de capital naturel nous écartons l'ensemble des externalités négatives exercées par les activités humaines et qui sont les causes de leur dégradation.

Nous allons maintenant étudier quels éléments influencent les choix du mode d'organisation des transactions concernant des services écosystémiques. Après une présentation des fondements théoriques de l'analyse, nous étudierons quelles sont les caractéristiques des projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques qui peuvent peser sur les choix des modes d'organisation.

### **2.2.1. Adéquation entre mode d'organisation et caractéristiques des transactions**

Le point de départ de l'économie néo-institutionnelle est que les agents ne sont pas considérés comme rationnels, mais comme ayant une rationalité limitée et un comportement opportuniste.

La rationalité limitée implique que les agents sont incapables d'anticiper *ex ante* tous les changements des états de la nature. Cette hypothèse a été d'abord posée par Simon (1961) qui qualifiait le comportement des agents économiques comme « intentionnellement rationnel, mais seulement de façon limitée » (Simon, 1961, p24). L'hypothèse d'opportunisme des agents correspond à un comportement stratégique des agents par lequel ils vont chercher à exploiter les failles de la relation contractuelle pour leur propre intérêt (Williamson, 1993a).

La rationalité limitée des agents économiques impliqués dans une transaction rend impossible la rédaction d'un contrat qui soit complet. De plus l'hypothèse d'opportunisme met en exergue la nécessité de construire des contrats qui constituent des engagements suffisamment crédibles pour encadrer le comportement des agents et ainsi sécuriser l'objet de la transaction, c'est ce qui est à l'origine des coûts de transaction. C'est pourquoi les échanges sont complétés par d'autres mécanismes de coordination, qui constituent ensemble le mode de gouvernance<sup>14</sup>. Il en existe trois types : le marché, la hiérarchie et les formes hybrides.

Le concept de « marché » est le même que celui utilisé par l'économie néo-classique, c'est-à-dire un système de contrôle coordonné par le signal prix (Ghertman, 2003). La hiérarchie se réfère à la structure hiérarchique (généralement centralisée) de l'entreprise intégrée (publique ou privée) qui est fondée sur des liens de subordination entre les agents. Les formes hybrides couvrent une variété de dispositifs tels que les contrats à long terme, les alliances, les franchises, les marques ou encore les licences de fabrication. Le problème qui se pose aux contractants, est de choisir la structure de gouvernance la plus efficace, c'est à dire celle qui minimise les coûts de transaction et les coûts de production. Toutefois la théorie retient que dans la majorité des cas, ce sont des considérations en termes de coûts de transaction qui permettent d'expliquer le choix des modes d'organisation (Saussier, 1997).

---

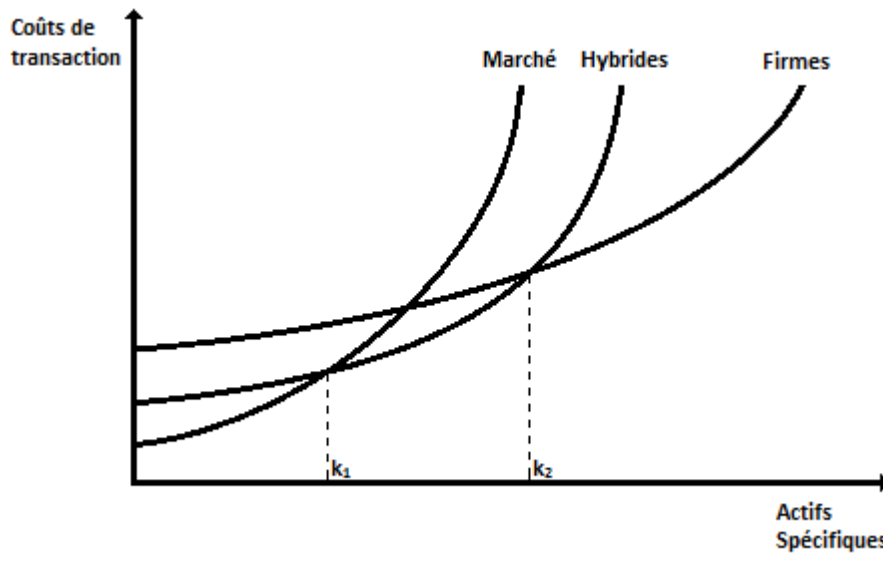
<sup>14</sup> Nous utiliserons indifféremment les termes mode de gouvernance et mode d'organisation.



L'efficacité relative des modes d'organisation dépend de leur système de coordination : dans le marché, la coordination est assurée par le système de prix, alors que dans une organisation hiérarchique la coordination est assurée par un contrôle administratif. Les limites du marché pour coordonner l'activité économique et l'allocation des ressources ont été mises en évidence par Coase (1937) qui a montré l'existence de coûts de transaction liés au marché : coût de détermination du juste prix, coût de négociation et de contractualisation. Ce dernier souligne qu'il existe un niveau de coûts de transaction pour lequel il sera plus intéressant d'avoir recours à la coordination par l'organisation hiérarchique plutôt que par le système de prix.

Pour Coase, les coûts de transaction sont ainsi déterminants dans la décision d'intégrer verticalement un atelier de production au sein d'une organisation (qu'elle soit publique ou privée). Ce dernier va même plus loin en disant qu'en l'absence de coûts de transaction, dans un contexte concurrentiel, l'allocation des droits de propriété se fait automatiquement de manière optimale par la négociation directe entre les agents et ce, quelle que soit la répartition initiale de ces droits (Coase, 1960). Sans coûts de transaction, la question du choix organisationnel pour encadrer une transaction ne se pose plus.

L'importance des coûts de transaction pour expliquer l'émergence des modes d'organisation alternatifs au marché sera reprise par Williamson (1985 ; 1996) qui explique le choix du mode de gouvernance d'une activité en fonction des caractéristiques des transactions. En effet, le fait que l'analyse des modes d'organisation nécessite la comparaison directe des coûts de transaction a été l'objet de critiques importantes notamment du fait que ces coûts sont difficiles à observer et à mesurer dans une structure existante, mais aussi qu'ils ne peuvent pas être étudiés pour des formes alternatives qui ne sont pas encore existantes (Masten et al., 1991). Pour faire face à ces critiques, la théorie s'est attachée à relier les coûts d'une transaction avec certaines caractéristiques de cette dernière et à ensuite poser les fondements de la discussion sur ces caractéristiques observables. Ainsi il existe trois sources de coûts de transaction : l'incertitude qui entoure la transaction, la fréquence à laquelle la transaction est réalisée et le degré de spécificité des actifs impliqués dans la transaction. C'est à partir de discussions sur ces caractéristiques que la théorie compare les différents modes de gouvernance (Figure 7). L'incertitude sur les états futurs de la nature intervient aussi dans cet arbitrage, aussi les points de basculement d'une forme vers une autre sont flous ce qui rend possible la coexistence de modes d'organisation alternatifs au voisinage de ces points (Ménard, 2012).



**Figure 7 - L'arbitrage en présence des trois grandes familles d'organisation (adapté de Williamson, 1991).** Lorsque les investissements sont génériques ( $k < k_1$ ), les acteurs s'orienteront vers le marché pour encadrer leur relation. Lorsque le degré de spécificité des investissements est élevé ( $k > k_2$ ), c'est la solution de l'intégration verticale qui sera retenue. Entre les deux ( $k_1 < k < k_2$ ), se situe la zone où dominent les arrangements "hybrides".

L'approche néo-institutionnelle a ainsi trois fondements majeurs qui justifient qu'on utilise ce cadre pour notre analyse. Le premier concerne l'objet de l'investigation qui porte sur la transaction définie comme un transfert de droits, mettant en exergue les aspects relationnels entre les parties. Le deuxième porte sur le rôle de l'efficience qui confère aux parties de la transaction un comportement calculateur envers les coûts de transaction, ce qui les conduit à comparer les modes de gouvernance entre eux pour trouver l'arrangement le mieux adapté, qui va du marché à l'organisation hiérarchique en passant par des modes de gouvernance hybrides (Figure 7). Enfin le troisième porte sur l'importance donnée à l'environnement institutionnel, puisque ce dernier par le biais de règles et de dispositifs encadre les transactions (Ménard, 2000).

### 2.2.2. Coûts de transaction et dispositifs de coordination

Les coûts de transaction sont liés aux dispositifs de coordination des formes organisationnelles (Tableau 5). Le marché fait appel à la combinaison d'incitations puissantes, d'un contrôle administratif réduit et d'un système de résolution des conflits assuré par le tribunal ce qui lui assure une forte autonomie d'adaptation. À l'autre extrême, les formes hiérarchiques se caractérisent par des incitations faibles, de puissants moyens de contrôle administratif et une résolution en interne des conflits. Ici c'est la coopération qui est le moteur de l'adaptation. Les formes hybrides se situent comme une structure intermédiaire entre ces deux extrêmes.

Les formes hybrides apparaissent lorsque les partenaires d'une transaction perçoivent le marché comme incapable de combiner pertinemment les ressources et les compétences dont ils ont besoin et que l'intégration conduirait à une perte de flexibilité et d'incitations. Les formes hybrides sont toutes caractérisées par des dispositifs de coordination particuliers (Ménard, 2004) :

- le groupement des ressources : ce qui fait de la sélection des partenaires à l'entrée un élément central de la transaction, de plus cela implique la planification des ressources mises en commun et la mise en place de dispositifs assurant la diffusion des informations entre les partenaires ;
- le caractère contractuel des relations entre les partenaires : ces relations contractuelles sont durables, même si les contrats sont de court-terme et l'identité des partenaires importe (Goldberg, 1980) ; enfin ils sont généralement incomplets pour favoriser la flexibilité nécessaire à l'adaptation<sup>15</sup> ;
- la manifestation de la concurrence : elle s'exprime en interne où les partenaires peuvent être associés malgré des stratégies individuelles opposées (Coase, 2000) et en externe avec d'autres organisations sur des marchés fortement compétitifs sur lesquels la forme hybride tire avantages d'investissements spécifiques conjoints pour assurer sa survie voire sa croissance.

Attributs	Marché	Hybride	Hiérarchie
<u>Performance :</u>			
Incitation	++	+	0
Contrôle	0	+	++
<u>Adaptation :</u>			
Autonome	++	+	0
Coordonnée	0	+	++

**Tableau 5 - Les attributs de différentes formes organisationnelles**

Dans le cadre des transactions qui mettent en jeu des investissements dans des écosystèmes aquatiques, les modes d'organisation associés restent mal connus. Cependant, les avantages fournis par les formes hybrides en termes de coordination pourraient sembler adaptés aux enjeux d'investissement dans les écosystèmes aquatiques.

<sup>15</sup> « Les arrangements hybrides cherchent donc dans les contrats un moyen pour consolider la coopération en lui procurant un cadre d'action, mais seulement un cadre » (Ménard, 2003, p.48).

### 2.2.3. La spécificité de la biodiversité et des écosystèmes aquatiques

Golley (1991) souligne les enjeux liés à la définition et à la compréhension de la biodiversité dans l'élaboration des réflexions et des travaux sur le sujet. Du point de vue de l'écologie, cette définition n'a cessé d'évoluer avec les progrès de la recherche. On a d'abord pensé construire cette définition au travers du nombre d'espèces. Au 18<sup>ème</sup> siècle Carol von Linné estimait que le monde comptait environ 67.000 espèces et il en classait 9000 dans son *Systemae Naturae*. Aujourd'hui une telle classification paraît toujours plus inaccessible alors qu'on estime que la Terre compte 8,7 millions d'espèces eucaryotes (Mora et al., 2011). Un tel résultat illustre le principal défi auquel faire face : la description et la gestion de la biodiversité doivent se faire à partir d'une connaissance partielle de sa réalité.

D'autres approches sont venues améliorer la compréhension de la biodiversité avec notamment la pensée évolutionniste de Charles Darwin (1859) qui a contribué à montrer l'aspect dynamique de la biodiversité. La diversité inter-espèces est alimentée par la diversité intra-espèce, elle-même liée à la diversité génétique. Par ailleurs, l'émergence de l'écologie fonctionnelle avec l'apparition du concept d'écosystème (Tansley, 1935) a permis de montrer l'importance de la fonction des espèces et de leurs interactions au sein de l'écosystème (Lindeman, 1991). Ainsi en plus du nombre d'espèces et des aspects liés à la diversité génétique, d'autres éléments liés au fonctionnement des écosystèmes doivent être pris en compte (nombre d'individu par espèces, interdépendance entre les espèces, etc.). Ces progrès successifs ont contribué à améliorer la définition de la biodiversité et à faire apparaître les difficultés qui existent à définir des métriques pour l'illustrer.

Un des principaux défis qui se présentent face à l'étude de l'investissement dans la biodiversité - ici les écosystèmes aquatiques - est donc méthodologique. La biodiversité renvoie à un champ d'étude très complexe qui a tendance à croître au fil des découvertes. Une des questions que nous devons nous poser est donc de savoir comment appréhender cette complexité.

Du point de vue de la théorie néo-institutionnelle, la question de la complexité des écosystèmes aquatiques va être abordée à partir de la spécificité de l'actif que représente l'écosystème aquatique. Ainsi un investissement dans un actif spécifique est défini comme un investissement durable et spécialisé qui ne peut pas être redéployé vers un usage alternatif sans entraîner de perte de sa valeur productive. Plus la spécificité augmente entre les partenaires et plus la transaction va nécessiter des mécanismes de coordination coûteux.

Or c'est justement l'objectif de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques que de restaurer des écosystèmes « durables » dans le respect de leur intégrité et de leur autosuffisance.

De tels investissements conduisent à des situations de dépendance bilatérale, c'est à dire des situations dans lesquelles aucun des agents n'a d'intérêt à briser la relation parce qu'il risque de

perdre une partie de la valeur économique induite par l'investissement (Klein et al., 1978). Le partage de cette valeur économique<sup>16</sup> est la clé de voute des transactions qui sont fondées sur des actifs fortement spécifiques.

La théorie reconnaît plusieurs types de spécificité :

- Spécificité physique du capital naturel. Du fait de leur nature et de leur fonctionnement les écosystèmes aquatiques constituent des actifs physiquement spécifiques, une roselière (un plan d'eau couvert de roseaux) ne fournit pas les mêmes services écosystémiques qu'un estuaire.
- Spécificité de site du capital naturel. La qualité et la quantité de services écosystémiques dépend de leur localisation à grande échelle (contexte bio-géo-climatique) et à l'échelle locale (localisés près d'une ville ou éloignés de tout impact anthropique).
- Actifs dédiés. Les objectifs poursuivis peuvent impliquer de concevoir un écosystème particulier dont le fonctionnement optimise certains services aux dépens d'autres, un tel écosystème aquatique pourra ainsi être dédié à une transaction particulière.
- Spécificité du capital humain. La conception, la mise en place, le suivi et la gestion d'un écosystème aquatique fonctionnel nécessite des connaissances particulières spécifiques à chaque écosystème.
- Spécificité de marque. Enfin du fait de la longue durée de vie des écosystèmes, les parties s'engagent sur de longues périodes durant laquelle l'autre partie ou un tiers peut observer leur comportement et leur savoir-faire, un investisseur engage donc sa réputation lorsqu'il investit dans un écosystème aquatique.

La théorie place l'étude de la spécificité des actifs au cœur de son raisonnement. L'arbitrage pour un mode d'organisation se fait sur la base de la minimisation des coûts de transaction et des coûts de production qui varient en fonction de la spécificité. En ce sens la spécificité de l'investissement, et donc la conception de l'écosystème, est endogène au choix organisationnel (Saussier et Yvrande-Billon, 2007). C'est à dire que le choix pour un acteur de mettre en place un actif spécifique qui présente un avantage en termes de coûts de production se fait uniquement dans la forme organisationnelle qui permet de minimiser les coûts de transaction qui sont liés à cet investissement.

De plus, si l'investissement dans un écosystème aquatique est trop spécifique et que la forme organisationnelle qui devrait être nécessaire pour encadrer cette transaction, à savoir un système hiérarchique, ne peut pas être atteinte, il est probable que la décision qui sera prise sera de ne pas

---

<sup>16</sup> C'est ce qu'on appelle la quasi-rente, la différence entre la rente générée par le meilleur usage de l'investissement et la rente générée par un usage alternatif, qui peut être une source de renégociation des termes de la transaction.

mettre en place l'investissement, ou alors de diminuer sa spécificité avec un risque de perte de qualité écologique.

#### 2.2.4. L'incertitude autour de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques

L'incertitude autour de l'investissement dans la biodiversité peut prendre deux formes : l'incertitude externe et l'incertitude interne (Baudry, 1995).

Le premier type d'incertitude qui entoure les actions d'investissement dans le capital naturel est exogène aux décisions des parties impliquées dans la transaction. Il s'agit notamment de l'incertitude qui entoure les états futurs de la nature, Williamson y fait référence en parlant d'incertitude environnementale (Williamson, 1975, p.24)<sup>17</sup>. La théorie reconnaît aussi l'incertitude institutionnelle liée à la force des institutions qui peuvent contraindre les agents et aux capacités de ces derniers à s'ajuster à ces contraintes (Williamson, 1991).

Le deuxième type d'incertitude s'oppose aux deux autres puisqu'il est endogène aux décisions des agents. Cette incertitude provient du risque de comportements opportunistes des acteurs et de l'impossibilité d'anticiper les comportements stratégiques qui peuvent en résulter. Williamson (1985) la qualifie d'incertitude comportementale ou stratégique.

Il faut noter que les deux types d'incertitude sont liés, l'incertitude externe facilitant l'apparition de l'incertitude interne (Klein, 1988). L'économie néo-institutionnelle considère, dans la lignée des travaux de Hayek (1945) ou Barnard (1938), que l'un des enjeux d'une organisation économique efficace est de pouvoir s'adapter aux changements et de pouvoir gérer l'incertitude (Williamson, 1993b). En résumé, le mode de gouvernance choisi pour une transaction doit offrir une flexibilité suffisante pour permettre l'adaptation *ex-post* de la transaction, tout en étant suffisamment cadrée pour empêcher une des parties de renégocier le contrat à son unique avantage.

L'incertitude lorsque l'on s'intéresse aux projets d'investissement dans la biodiversité s'exprime au niveau des revenus espérés. En effet l'incertitude apparaît du fait que les résultats d'une action de restauration sont souvent différents de ceux attendus (Moilanen et al., 2009). D'une part, du fait de l'existence d'équilibres alternatifs et des différences qui existent entre les dynamiques écologiques des écosystèmes dégradés et des écosystèmes sains (Zedler et Callaway, 1999 ; Folke et al., 2004 ; Suding et al., 2004 ; Hildebrand et al., 2005). En ce sens il est difficile d'anticiper les résultats d'une action de restauration puisque suite à la mise en place d'une action de restauration, un écosystème peut basculer dans plusieurs états d'équilibre différents à partir du même état initial (Folke et al.,

---

<sup>17</sup> Il ne s'agit pas d'une incertitude liée à l'environnement « naturel » mais à l'ensemble des événements extérieurs à la transaction qui pourrait affecter son déroulement, cette incertitude correspond alors davantage à des risques statistiques (Williamson, 1989, p.60).

2004). D'autre part, les écosystèmes sont dépendants de dynamiques bio-géo-climatiques plus larges qui sont elles aussi incertaines. Ainsi la restauration d'un écosystème peut échouer malgré des pratiques d'ingénierie écologique qui ont démontré leur efficacité dans un autre contexte, du simple fait que la pluie ne soit pas tombée (Vesk et Dorrrough, 2006).

L'incertitude s'exprime aussi au niveau du délai entre la mise en place d'une action de restauration et ses résultats. Malgré les efforts d'investissement dans le capital naturel, la détérioration globale des écosystèmes peut avoir entraîné des dommages irréversibles comme la disparition de certaines espèces.

Enfin, les actions d'investissement dans le capital naturel sont caractérisées par la difficulté que les décideurs peuvent éprouver à mesurer leurs bénéfices. En effet, les bénéfices des investissements sont souvent diffus (Steele, 2009) et de nature publique ou commune mais aussi très difficile à calculer comme nous l'avons souligné plus haut. Il devient alors difficile de mesurer les bénéfices réels d'une action d'investissement et d'associer avec précision chaque action d'investissement avec ses bénéfices propres. L'identification et la rémunération des acteurs impliqués dans les actions d'investissement sont alors ardues. Les difficultés de contrôle et de mesure des bénéfices des actions d'investissement constituent ainsi une source d'incertitude importante. Par exemple, on peut observer la disparition d'une pollution et attribuer cette disparition à une action d'ingénierie écologique alors que cette disparition pourrait être liée à l'usage d'un autre composant chimique qu'on ne sait pas encore mesurer (ou que l'on n'aurait pas cherché) et dont on pourrait ignorer les impacts.

Ainsi, les actions d'investissement dans les écosystèmes aquatiques sont entourées d'une grande incertitude quant à leur succès. En conséquence, les projets s'accompagnent généralement de programmes de suivi et de gestion coûteux, voire de systèmes d'assurance complexes. Dans le même sens, face à une évolution imprévue de l'écosystème, le risque de comportement opportuniste encourage les acteurs de l'investissement à adopter des outils de gouvernance fortement contraignants qui sont source de coûts de transaction. Une fois encore, plus l'incertitude augmente, plus les coûts de transaction sont élevés.

### **2.2.5. La fréquence des transactions**

Les écosystèmes qui ont fait l'objet d'un projet d'investissement sont généralement exposés à des programmes de suivi et de gestion qui permettent de s'assurer que le projet suit ses objectifs initiaux et fournit bien les services écosystémiques attendus. Ils représentent bien des investissements de long-terme et a priori font l'objet d'interactions répétées entre les partenaires de l'investissement.

La théorie néo-institutionnelle reconnaît le rôle de la fréquence des transactions dans la construction des coûts de transaction. Les coûts associés à la mise en place d'une forme de gouvernance particulière sont d'autant plus faibles que la fréquence des transactions est élevée. On retrouve ici une idée d'économie d'échelle, dans le sens où mettre en place une organisation complexe pour une transaction ponctuelle pourra être dissuasif. Dans ce sens, Williamson (1985) distingue les transactions uniques ou occasionnelles, des transactions récurrentes. De plus, de nombreux auteurs soulignent que la répétition des transactions encourage le développement de routines, de connaissances communes et de confiance, réduisant ainsi le besoin de mécanismes de coordination formels et du même coup les coûts de transaction (Milgrom et Roberts, 1992 ; Ménard, 1995 ; Crocker et Masten, 1996).

La confiance, la réciprocité, les normes communes ou encore la connectivité entre les acteurs qui grandissent alors que la fréquence des interactions entre les acteurs augmente permettent de diminuer les coûts de transaction liés au travail collectif et facilite la coopération (Pretty, 2003)<sup>18</sup>. Les projets d'ingénierie écologique sont souvent soumis à des dynamiques de *learning-by-doing*, les interactions entre les partenaires d'un projet sont généralement nombreuses. Nous pouvons donc accepter l'hypothèse qu'une augmentation de la fréquence des interactions entre les parties diminue les coûts de transaction.

### ***2.3. L'importance du cadre institutionnel dans les projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques***

Le deuxième volet théorique de l'économie néo-institutionnelle porte sur l'étude du rôle des institutions dans l'organisation du système économique (North, 1991). Ces dernières constituent les « règles du jeu » dans lesquelles s'expriment les organisations, elles contribuent donc à influencer, en plus des déterminants traditionnels de spécificité - incertitude et fréquence - l'arbitrage entre les modes d'organisation, ce qui justifie qu'on les intègre à notre analyse.

#### **2.3.1. Influence des institutions sur les modes d'organisation**

Douglass North a étudié l'influence de l'environnement institutionnel sur l'efficacité des modes d'organisation (North, 1991). Les institutions sont vues comme « les contraintes créées par l'homme pour structurer les interactions politiques, économiques et sociales » (North, 1991, p 97). Elles fournissent ainsi la structure incitative d'une économie et constituent le cadre dans lequel les organisations peuvent évoluer. Elles posent les limites qui définissent l'ensemble des alternatives

---

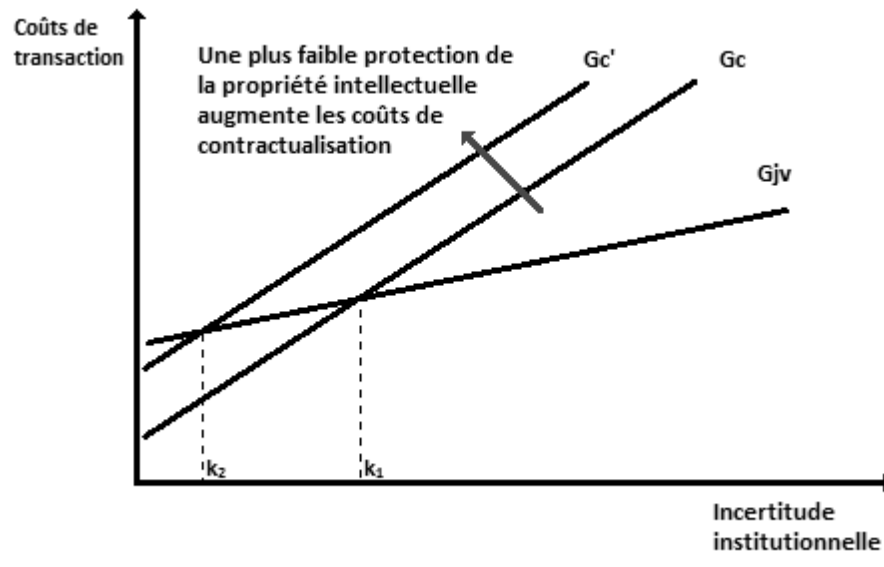
<sup>18</sup> Ces éléments renvoient aux travaux menés autour du concept de « capital social » (Dasgupta et Serageldin, 2001 ; Pretty, 2001 ; Pretty et Ward, 2003). Pour éviter la confusion avec les autres types de capitaux qui nous intéressent (physique, humain et naturel), nous n'aborderons pas ce concept dans la thèse.



envisageables. Ce sont sur elles que les politiques publiques vont pouvoir agir pour inciter à l'émergence d'une nouvelle forme d'organisation à même d'investir dans le capital naturel. En effet, le changement institutionnel modifie l'efficacité des modes d'organisation en pesant sur les coûts de transaction (Ménard, 2003).

Dans la pratique, les interactions entre une forme d'organisation optimale et son environnement institutionnel peuvent être considérées de deux manières.

Premièrement, certains travaux s'intéressent à la relation qui existe entre l'environnement institutionnel et l'efficacité des modes de gouvernance. On suppose que plus il existe de dispositifs crédibles garantissant le respect de la propriété et des engagements, plus on se trouve dans une situation où il existe une forte qualité institutionnelle et moins il est coûteux d'avoir recours à des contrats pour encadrer les transactions. Les acteurs ont alors intérêt à choisir ce mode de gouvernance plutôt que l'intégration verticale, si toutefois cette forme n'est pas imposée par les caractéristiques des transactions (Saussier et Yvrande-Billon, 2007). A l'inverse, plus on se trouve dans une situation d'aléas institutionnels, plus forte est l'incertitude et plus il est coûteux d'avoir recours aux contrats. Les travaux empiriques qui se sont intéressés à cette problématique portent généralement sur les décisions organisationnelles des firmes multinationales. Quand il s'agit de s'implanter à l'étranger, le mode de gouvernance choisi dépend ainsi non seulement des caractéristiques des transactions, mais aussi de la qualité des institutions dans le pays d'accueil. À titre d'exemple, Oxley (1999) montre que les entreprises américaines qui passent des accords de transfert de technologie avec l'étranger choisissent le mode de gouvernance de ces accords non seulement en fonction du type de technologie transférée, mais également du régime de protection des droits de propriété intellectuelle en vigueur dans le pays de l'entreprise partenaire. Dans les pays où ces droits sont mal protégés, les entreprises préfèrent des structures de gouvernance plus hiérarchiques (Figure 8).



**Figure 8 - Modification de l'arbitrage entre arrangement contractuel et coentreprise (*joint-venture*) (adapté de Oxley 1999).** Les coûts de transaction liés à l'incertitude institutionnelle des arrangements contractuels augmente alors que la protection de la propriété intellectuelle diminue ( $G_c$  vers  $G_{c'}$ ). Le point d'arbitrage entre la contractualisation et le recours au joint-venture ( $G_{jv}$ ) se déplace alors de  $k_1$  vers  $k_2$ .

Deuxièmement, d'autres travaux s'intéressent à la capacité des agents économiques à s'adapter aux contraintes institutionnelles. Si l'environnement institutionnel limite le champs des modes de gouvernance possibles et interdit aux agents d'adopter le mode de gouvernance qu'ils jugent le plus efficient pour leurs transactions, on peut prédire que ceux-ci chercheront à s'adapter aux contraintes de deux façons :

- en développant des mécanismes de coordination informels qui se substituent aux mécanismes formels, dans le cas où ces derniers seraient éventuellement interdits par la réglementation. Par exemple, les travaux de Palay (1984), sur le secteur ferroviaire de marchandise aux États-Unis, montrent que l'interdiction réglementaire de recourir à l'intégration verticale pousse les affréteurs et les transporteurs à recourir à des arrangements informels pour protéger leurs investissements spécifiques ;

- en modifiant les caractéristiques des transactions et en particulier le degré de spécificité des actifs de manière à aligner les attributs des transactions et le mode de gouvernance. L'article de Yvrande-Billon et Ménard (2005) montre ainsi que les opérateurs britanniques de transport ferroviaire de passagers s'adaptent à une réglementation qui les oblige à avoir recours à des contrats de courte durée en standardisant le matériel roulant, c'est à dire en réduisant le degré de spécificité de leurs actifs.

### 2.3.2. Les enjeux institutionnels autour de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques

Ménard (2001) décrit l'environnement institutionnel à partir de quatre dimensions complémentaires : l'administratif, le politique, le judiciaire et l'idéologique. C'est en suivant cette classification que nous allons discuter des éléments de l'environnement institutionnel qui sont pertinents dans l'analyse de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques.

Les projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques sont généralement intégrés dans des cadres administratifs qui encadrent l'aménagement du territoire. Ce cadre administratif peut représenter des contraintes pour les projets d'investissement lorsqu'il établit, par exemple, des restrictions d'accès à un site ou définit les objectifs en termes de services écosystémiques que le projet doit remplir. Dans le même temps il peut créer des opportunités et faciliter la mise en place des projets. Par exemple la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) a fait de la restauration des écosystèmes aquatiques un des outils principaux pour atteindre le bon état écologique des masses d'eau. La nouvelle norme AFNOR sur le génie écologique a quant à elle réduit la difficulté pour un investisseur à trouver le capital humain nécessaire pour mettre en place un projet de restauration d'un écosystème aquatique.

L'actualité montre que les écosystèmes aquatiques constituent un enjeu politique. Au niveau national, comme le montrent l'opposition à la construction de l'aéroport Notre-Dame-des-Landes<sup>19</sup> ou la récente volonté du Sénat « d'assouplir » la loi littoral<sup>20</sup>. Mais aussi à l'échelle locale, comme en témoigne la place des inondations liées à la tempête Xynthia de 2010<sup>21</sup> dans les municipales de 2014. Selon la conjoncture, les rapports de force, les pouvoirs politiques peuvent aller dans le sens de l'investissement dans le capital naturel ou au contraire dans celui de la destruction au profit de projets d'aménagement, de transport ou urbanistiques.

Les lois qui encadrent la protection des écosystèmes aquatiques sont d'excellents exemples du rôle du judiciaire sur l'investissement dans le capital naturel. La loi sur les études d'impacts environnementaux oblige les entreprises d'aménagement à compenser les impacts résiduels qu'elles génèrent sur les écosystèmes aquatiques une fois qu'elles ont réduit au maximum ces derniers. Cela crée les conditions de régulation pour un investissement dans du capital naturel que représentent les écosystèmes aquatiques, même si l'origine de ce dernier est à chercher dans la destruction d'écosystèmes par ailleurs. Ces lois sont appuyées par des services de police spécialisés qui sont

---

<sup>19</sup> "Un recours d'EE-LV contre Notre-Dame-des-Landes". Sur le site [www.liberation.fr](http://www.liberation.fr).

<sup>20</sup> "Sénat : un rapport veut assouplir la loi Littoral au profit du « développement »". Sur le site [www.lepoint.fr](http://www.lepoint.fr).

<sup>21</sup> "La Faute : le poids de l'après-Xynthia dans les urnes". Sur le site [www.ouest-france.fr](http://www.ouest-france.fr).

assurés par les agents de l'Office National de l'Eau et des Milieux Aquatiques (ONEMA) pour les écosystèmes aquatiques.

Enfin, l'idéologie pèse sur les décisions d'investir dans des écosystèmes aquatiques. Wackernagel et Rees (1997) ont ainsi identifié quatre types de barrières structurelles et perceptuelles qui vont à l'encontre du développement des investissements dans le capital naturel. La première serait liée à la conception sociale de la nature qui nie, pour une large part, l'importance de la nature pour l'homme. La seconde serait le résultat de la croyance que le modèle économique est adapté pour traiter de la réalité écologique. La troisième barrière serait liée à l'extension du principe de rationalité individuelle à la société dans son ensemble avec la recherche du profit individuel ou la préférence pour le court terme. Enfin, la quatrième barrière serait due à la structure physique de la société moderne fondée sur la globalisation de l'économie ou encore le recours privilégié aux médias plutôt qu'à l'expérimentation. On peut aussi souligner des éléments idéologiques favorables à l'investissement dans la biodiversité, comme les mouvements écologistes, la perception accrue des risques, le *wilderness* américain...

## **2.4. État de l'art**

L'application de l'économie néo-institutionnelle aux problématiques environnementales a augmenté dans la littérature au cours des dernières années. Nous avons relevé un certain nombre de publications qui abordent ce sujet sous des angles différents.

Une partie de la littérature s'intéresse spécifiquement aux coûts de transaction dans le sens où ils représentent une source d'inefficacité pour les politiques publiques. Ainsi certains auteurs cherchent à les identifier à chaque étape de la mise en place d'une politique publique environnementale (Cole, 2002 ; McCann et al., 2005 ; Krutilla et Krause, 2010 ; Marshall, 2013). Garrick et al. (2013) retient une définition en trois étapes pour l'évaluation des coûts de transaction dans le cadre des politiques de gestion de l'eau :

- les coûts pour répondre aux besoins d'action collective, d'exclusion et de coordination dans la gestion des ressources naturelles ;
- les coûts liés à la définition, à la création, à l'échange et au maintien des droits de propriété ;
- les coûts liés à la définition, à la création, au fonctionnement, aux changements institutionnels et organisationnels, les coûts liés à l'identification des problèmes auxquels ces organisations et institutions doivent faire face.

Cette définition en trois temps fait apparaître la diversité des cadres de recherche inscrits à l'agenda de l'économie néo-institutionnelle.

Le premier point fait notamment référence au cadre développé par Elinor Ostrom autour de l'action collective et des ressources communes (Ostrom, 1990). Elle a notamment œuvré au développement d'une approche fondée sur le diagnostic des problèmes de gestion des ressources communes dans le but de voir émerger des solutions de gestion collective (Ostrom, 2007 ; 2009). Cette approche a connu un succès important pour la gestion des biens communs<sup>22</sup> (Agrawal, 2003 ; Cox et al., 2010).

Le deuxième point fait référence aux approches développées autour de la question des droits de propriété et de l'incomplétude des contrats (Grossman et Hart, 1986). Cette approche établit un lien entre l'allocation des droits de propriété et l'allocation des droits de décision, avec l'idée que les modalités d'allocation de ces droits déterminent les incitations à consentir des investissements spécifiques (Ménard, 2012). Hart (1995) explique qu'une entreprise  $E_A$  peut détenir le pouvoir du marché et de décision sur une entreprise  $E_B$  si  $E_B$  a déployé des investissements spécifiques à sa relation avec  $E_A$ . L'intégration verticale s'impose alors comme la meilleure solution quand il est impossible d'écrire un contrat qui garantisse la décision sur les investissements spécifiques nécessaires pour atteindre le résultat le plus désirable et profitable. Cette théorie a notamment été appliquée par Steele (2009) à l'étude des politiques environnementales afin de souligner les difficultés d'avoir recours aux mécanismes de marché pour les encadrer du fait de problèmes liés à la nature de l'environnement (notamment vis à vis de la complexité et de l'incertitude) et à l'incomplétude des contrats qui peut empêcher les acteurs de mettre en place les investissements spécifiques que constituent les écosystèmes.

Enfin, le troisième point associe les approches développées par Oliver Williamson (1985, 1996) et Douglas North (1990 ; 1991) autour de l'étude des organisations et des institutions. Ce sont ces approches que nous privilégions pour notre analyse, notamment pour leur réflexion sur la question des coûts de transaction. Les approches fondées sur les coûts de transaction ont notamment été développées pour étudier l'émergence de nouveaux systèmes pour encadrer les politiques environnementales. Telles que celles pour la distribution de l'eau (Libecap, 2011 ; Garrick et al., 2013), pour la compensation carbone (Galik et al., 2012 ; Ofei Mensah et Bennett 2013), pour les pêcheries (Kuperan et al., 2008) et plus récemment, pour la compensation des impacts sur la biodiversité (Coggan et al. 2013).

S'il existe une importante littérature portant sur l'évaluation des coûts de transaction dans les politiques publiques environnementales. Elles adoptent le plus souvent une approche comptable des

---

<sup>22</sup> Comme en témoigne la création de l'*International Association for the Study of the Commons* ou l'attribution en 2009 du prix « Nobel » d'économie pour ses travaux sur l'action collective (prix qu'elle a partagé avec Oliver Williamson).

coûts de transaction dans une optique d'optimisation des politiques publiques en faveur de l'environnement (Tableau 6).

Étude	Cible de l'étude	Éléments étudiés	Importance des coûts de transaction
Eklund, 1999	Programme de mesures agro-environnementales suédois	Complexité du bien à protéger et complexité de la formulation de la politique	Entre 8 et 17% du montant payé par l'agriculteur
McCann et Easter, 2000	Système américain de conservation de la nature	Coût d'assistance technique et problèmes de partage des coûts	38% des coûts de conservations
Falconer et al., 2001	Programme de mesures agro-environnementales anglais, accords de gestion	Coûts administratifs diminuent avec le nombre d'accords traités par l'administration et avec le temps	Les coûts administratifs représentent 102% du paiement en 1992/93 et 18% en 1998/99
Falconer et Saunders, 2002	Accords de gestions dans le système anglais des "sites d'intérêt scientifique spécial"	Coûts de transaction directs publics et privés liés à la conclusion et au déroulement des accords de gestion	21% des paiements sur la durée de vie du contrat (113% pour certains accords particuliers)
Vatn et al., 2002	Programme de mesures agro-environnementales norvégien	Coûts de transactions liés à préservation et la mise en valeur de la biodiversité	54% des paiements
Mann, 2005	Programme de mesures agro-environnementales suisse	Les coûts de transaction varient fortement entre les mesures	Entre 3% pour la jachère et 113% pour la mise en place de bande enherbée autour des terres arables
Rorstad et al., 2007	Programme de mesures agro-environnementales norvégien	Coût de transaction pour la gestion d'actifs très spécifiques et impliquant une fréquence faible des transactions	47% des paiements aux agriculteurs pour des pratiques qui fournissent des aménités paysagères

Tableau 6 - Évaluation des coûts de transaction dans les politiques agro-environnementales (adapté de Nilsson, 2009)

Coggan et collaborateurs (2013), qui se sont comme nous intéressés à la question des coûts de transaction dans les systèmes de compensation des impacts sur la biodiversité soulignent que, dans la littérature, la spécificité de l'actif est généralement considérée comme exogène (exception faite de

Ducos et Dupraz, [2007]). Notre propos, au contraire, soutient que la spécificité est endogène et que c'est un point essentiel à considérer pour expliquer le sous-investissement dans le capital naturel.

Ce travail sur la théorie nous permet de faire apparaître quatre questions qui nous semblent essentielles pour identifier les contraintes économiques qui pèsent sur l'investissement dans les écosystèmes aquatiques :

- la question des éléments qui pèsent sur les coûts des projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques ;
- la question du développement d'un cadre conceptuel pour étudier l'adéquation entre la qualité écologique et la spécificité de l'investissement en fonction des modes organisationnels choisis ;
- la question de l'étude des dispositifs de coordination qui peuvent être mis en place pour piloter les investissements particuliers que représentent les écosystèmes aquatiques ;
- la question du cadre institutionnel et l'opportunité de développer des approches permettant une meilleure intégration des projets dans ce cadre afin d'encourager l'investissement.

Pour y répondre nous aurons recours à différentes approches. Premièrement, dans le but de mieux comprendre les coûts et les cadres institutionnels nous passerons en revue un nombre important de projets. Aussi nous analyserons des projets d'investissement en nous basant sur une revue de la littérature grise et de la littérature scientifique. Deuxièmement, le développement d'un cadre conceptuel nécessite qu'on s'appuie sur un cadre opérationnel existant. Nous travaillerons sur l'émergence des marchés de la compensation des zones humides aux États-Unis afin de questionner et tester la correspondance entre caractéristiques de la transaction, qualité environnementale et modes d'organisation. Troisièmement, afin de compléter l'analyse des points précédents, nous avons effectué du travail de terrain. Ce travail de terrain sera principalement l'objet (1) d'une étude des dispositifs de coordination pour la gestion d'investissement dans des écosystèmes aquatiques - Ménard (2001) souligne l'apport potentiel des études de cas pour l'analyse néo-institutionnelle - et (2) des possibilités d'innovation organisationnelles, notamment au travers de l'utilisation d'un outil d'évaluation et de conception des projets, le Habitat Equivalency Analysis (HEA).

## Chapitre 2 - Résultats

### ***1. Caractérisation des projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques***

Les projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques peuvent s'inscrire dans différents cadres institutionnels et impliquent qu'on dresse un état. Nous l'avons souligné, la portée opérationnelle de ce travail repose sur le partenariat développé entre l'IFREMER et l'ONEMA visant à encourager ce type de projet. Aussi nous avons commencé ce travail par un diagnostic collectif de la situation en France en coopération avec des décideurs et des scientifiques impliqués dans ces problématiques. Ce partenariat s'est traduit par la production de rapports (Scemama et Levrel, 2012a ; Scemama et Levrel, 2013) et par l'organisation d'un atelier de travail autour des actions d'investissement dans les écosystèmes aquatiques (Scemama et Levrel, 2012b). Nous avons organisé et participé à des réunions de travail dans l'optique d'identifier comment nous pouvions définir et analyser les caractéristiques des transactions qui naissent de ces projets de restauration (Tableau 7).



	<b>Acteurs impliqués</b>	<b>Contexte institutionnel (Nombre de réunions si pertinent)</b>
<b>Réunions de travail opérationnelles</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- ONEMA</li> <li>- Agences de l'eau</li> <li>- Administration publique</li> <li>- Lyonnaise-des-eaux</li> <li>- GIP Seine Aval</li> <li>- Scientifiques et experts (économie, écologie)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Évaluation des coûts des impacts sur l'environnement (7)</li> <li>Programme de restauration de l'estuaire de la Seine (2)</li> <li>Évaluation de la « zone Libellule » (3)</li> </ul>
<b>Conférences</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gestionnaires d'écosystèmes</li> <li>- Entreprises de BTP</li> <li>- Administrations publiques</li> <li>- ONG environnementales</li> <li>- Scientifiques et experts (économie, écologie)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Restauration écologique (1)</li> <li>Restauration et compensation (3)</li> </ul>
<b>Réunions de travail scientifiques</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Gestionnaires d'écosystèmes</li> <li>- Scientifiques et experts (économie, écologie)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Évaluation des coûts du maintien des potentialités écologique pour la DCSMM (3)</li> <li>Compensation des impacts sur la biodiversité (4)</li> <li>Caractérisation des actions d'ingénierie écologique pour l'amélioration de la biodiversité (2)</li> </ul>

**Tableau 7 - Détails des interlocuteurs et des thèmes abordés lors des réunions de travail pour le diagnostic**

Ce processus de diagnostic a contribué à sélectionner les terrains d'étude et à identifier le matériel bibliographique nécessaire pour l'étude des coûts des projets d'investissement.

### ***1.1. Un état de l'art sur les pratiques d'investissement dans les écosystèmes aquatiques : un diagnostic collectif***

En 2011, nous avons organisé un atelier de travail intitulé « enjeux économiques autour des actions de restauration et de compensation ». Nous avons réunis 35 participants provenant d'origines variées et exploré les thèmes de la restauration, de la compensation et de l'équivalence écologique. Cet atelier est venu clore un diagnostic collectif qui nous a permis de mettre en évidence

plusieurs éléments pour améliorer la définition des pratiques d'investissement dans la restauration du capital naturel en France.

#### Les stratégies qui motivent l'investissement dans le capital naturel

À travers ces rencontres nous avons mis en évidence plusieurs stratégies qui peuvent motiver la mise en place d'un projet d'investissement dans du capital naturel.

Premièrement, les investissements peuvent être mis en place pour faire face à un objectif réglementaire. Le cadre institutionnel en matière de protection des écosystèmes se durcit à mesure que les pressions qui pèsent sur les écosystèmes s'intensifient. Les actions de restauration s'inscrivent ainsi dans la boîte à outils des décideurs qui doivent atteindre des objectifs globaux de bon état écologique fixés au niveau européen et national (Directives Cadres sur l'Eau, Stratégie pour le Milieu Marin, Stratégie Nationale pour la Biodiversité, etc.) ou des objectifs de compensation (dans le cadre de la Loi sur la Responsabilité Environnementale [LRE] ou le respect de la séquence Éviter-Réduire-Compenser dans les études d'impact ou les études d'incidence).

Deuxièmement, l'investissement dans la restauration des écosystèmes peut être considéré comme une opportunité pour dégager des bénéfices. Il peut s'agir d'opérations visant à redynamiser un territoire par la restauration d'un paysage ou encore d'opérations de recherche et développement dans l'optique d'une valorisation commerciale future. Comme le projet de la CDC-Biodiversité qui a investi environ 12 millions d'euros pour restaurer 357 hectares de coussouls de Crau<sup>23</sup>, afin de constituer une réserve d'actifs naturels susceptibles d'être vendus pour compenser des impacts sur des habitats similaires. Ou encore la Lyonnaise des Eaux qui espère créer un marché pour des « zones Libellule », des écosystèmes aquatiques complexes placés à la sortie des stations d'épuration pour en améliorer les performances.

Les actions de restauration s'inscrivent donc dans des contextes très différents qui auront des conséquences sur les objectifs, la conception et la mise en œuvre de chaque projet. Ainsi, les actions de restauration s'inscrivent dans des cadres décisionnels et institutionnels variés qui induisent des objectifs écologiques et des contraintes financières qui sont parfois difficiles à anticiper du fait de l'incertitude associée à la manipulation du vivant.

Pour les actions de compensation, un des enjeux est la qualité écologique du travail de restauration réalisé au titre de la compensation. Aujourd'hui, l'encadrement institutionnel en France ne semble pas permettre de garantir la qualité des mesures compensatoires, à plusieurs niveaux. D'abord, au niveau juridique, du fait de l'absence de référentiels écologiques sur lesquels fonder les décisions de justice et du manque de connaissances juridiques des ingénieurs écologues en charge de la compensation. Ensuite, au niveau de la régulation, la biodiversité n'est pas intégrée dans

---

<sup>23</sup> Le coussoul désigne une association végétale méditerranéenne particulièrement riche en espèces, la steppe de Crau est aujourd'hui protégée au titre de la Directive Européenne sur les Habitats (Natura 2000).

l'arbitrage entre plusieurs options d'aménagement, et le suivi des objectifs de mesures compensatoires est négligé<sup>24</sup>. Enfin, au niveau des acteurs, on observe une exploitation du manque de cadre de régulation dans les conditions d'attribution des permis et une sélection des projets de restauration sur la base du moins disant au niveau du coût plutôt que du mieux disant au niveau de la qualité.

#### Les outils disponibles pour déterminer les objectifs des projets d'investissement

La définition des objectifs de projets d'investissement pose aussi des questions méthodologiques qui peuvent être analysées à travers le prisme de l'équivalence écologique ou de la correspondance entre l'état idéal, sur la base duquel on définit les objectifs, et l'état de l'investissement.

L'équivalence écologique se présente comme un outil de dimensionnement et de conception des actions de compensation à mettre en œuvre au regard d'un impact spécifique. Le calcul de l'équivalence repose sur l'utilisation de méthodes qui nécessitent de clarifier trois éléments : (1) la définition d'une métrique pour caractériser l'objet à mesurer, (2) la mise en place d'un système de suivi associé à cette métrique et (3) l'intégration du calcul dans un processus institutionnel contrôlé par un acteur régulateur<sup>25</sup>.

#### Une grande diversité de projets d'investissement dans la restauration du capital naturel

Cet atelier nous aura permis de mettre en exergue certains points clés de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques. Le premier est lié à la diversité des acteurs impliqués dans ces actions. Cette diversité implique une diversité de stratégies et de langages (juridique, écologique, économique). Le deuxième est que l'investissement dans un écosystème aquatique est majoritairement motivé par des obligations réglementaires. Le troisième est lié à la difficulté qu'il existe à évaluer les gains associés à ces investissements du fait de la complexité des écosystèmes manipulés. De ce fait, les projets d'investissement sont mis en œuvre à travers des processus de tâtonnement qui nécessitent une redéfinition des objectifs écologiques et des positions des acteurs au fur et à mesure que l'écosystème manipulé, et les biens et services qu'il fournit, évoluent. Ces évolutions représentent des enjeux pour l'organisation des acteurs autour des investissements.

Toujours dans cette perspective organisationnelle, le diagnostic nous aura permis de faire apparaître que la conception, le suivi et la gestion de l'investissement dans du capital naturel est généralement confié à une entreprise de génie écologique spécialisée.

---

<sup>24</sup> Ce qui peut conduire à des aberrations, comme la destruction, par de nouveaux projets de mesures compensatoires mises en place pour des projets antérieurs.

<sup>25</sup> Parmi ces méthodes, nous retiendrons la méthode HEA, car elle est notamment recommandée par le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie (MEDDE) pour le calcul de la compensation associée à des impacts accidentels dans le cadre de la LRE.

L'atelier nous aura permis de proposer trois pistes pour améliorer l'efficacité environnementale des projets :

- faciliter l'émergence d'institutions flexibles pour favoriser l'apparition de dynamiques d'apprentissage collectif et permettre la négociation progressive des objectifs;
- renforcer le cadre réglementaire à travers la mise en place de référentiels écologiques précis et exigeants, de procédures strictes, de moyens administratifs dédiés, en vue de créer les conditions de stabilité institutionnelle nécessaire pour une régulation publique efficace ;
- faciliter l'intégration des acteurs de l'investissement dans la stratégie de développement des territoires notamment en tenant compte des aspects historiques des territoires et des modes de gestion locaux pour la réalisation de mesures compensatoires qui ont du sens.

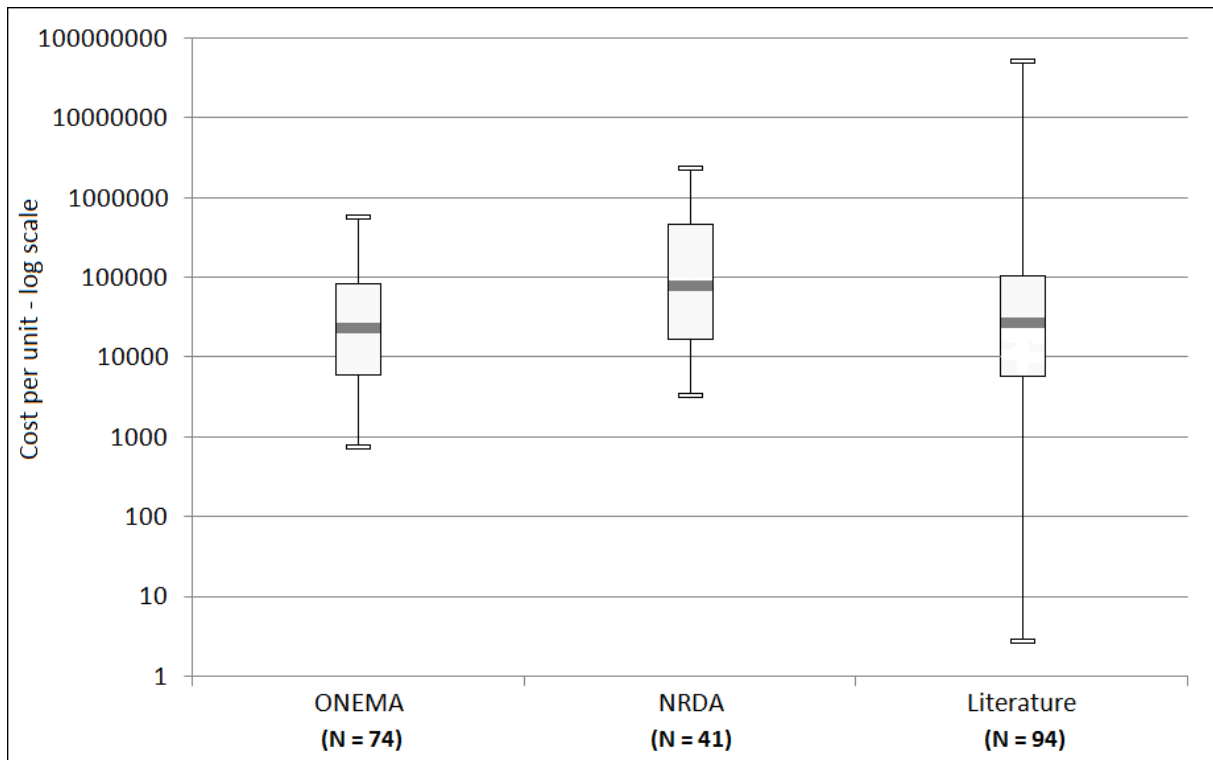
## ***1.2. Le coût de l'investissement dans la biodiversité : exemple de la restauration des écosystèmes aquatiques***

Afin de poursuivre notre état de l'art, nous avons réalisé une large revue de la littérature concernant les investissements dans la restauration des écosystèmes aquatiques en nous appuyant sur trois sources de données différentes : la littérature scientifique, un recueil de projets de restauration mis en place par l'ONEMA et des informations sur les actions de restauration mises en place dans la cadre de la compensation des impacts accidentels aux États-Unis (le *Natural Resources Damage Assessment* [NRDA]). Par ce travail, nous avons particulièrement travaillé sur la question du coût des projets afin de mettre en évidence quels étaient les facteurs qui pouvaient les influencer. En effet, les coûts des projets constituent un des éléments clés, avec les bénéfices, qu'il faut évaluer pour fonder la décision d'investir ou non dans un écosystème aquatique. Cependant si les études sur l'efficacité des projets d'investissement sont nombreuses, aussi bien d'un point de vue écologique (Benayas et al., 2009 ; Jones et Schmitz, 2009 ; Moreno-Mateos et al., 2012) que d'un point de vue économique (Wilson and Hoehn, 2006 ; Braat et ten Brink, 2010), les études sur l'étude des coûts des projets de restauration sont plus rares (Bernhardt et al., 2005 ; Aronson et al., 2007 ; de Groot et al., 2013).

L'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques couvre un large éventail de domaines, aussi les résultats de la littérature scientifiques sont très hétérogènes. Il était donc intéressant de pouvoir les confronter à d'autres sources de données. Nous nous sommes ainsi focalisé sur un territoire plus spécifique (la France pour la base ONEMA et les États-Unis pour la base

NRDA) et sur deux cadres institutionnels plus spécifiques (la DCE pour la base ONEMA et la compensation des impacts accidentels pour la base NRDA).

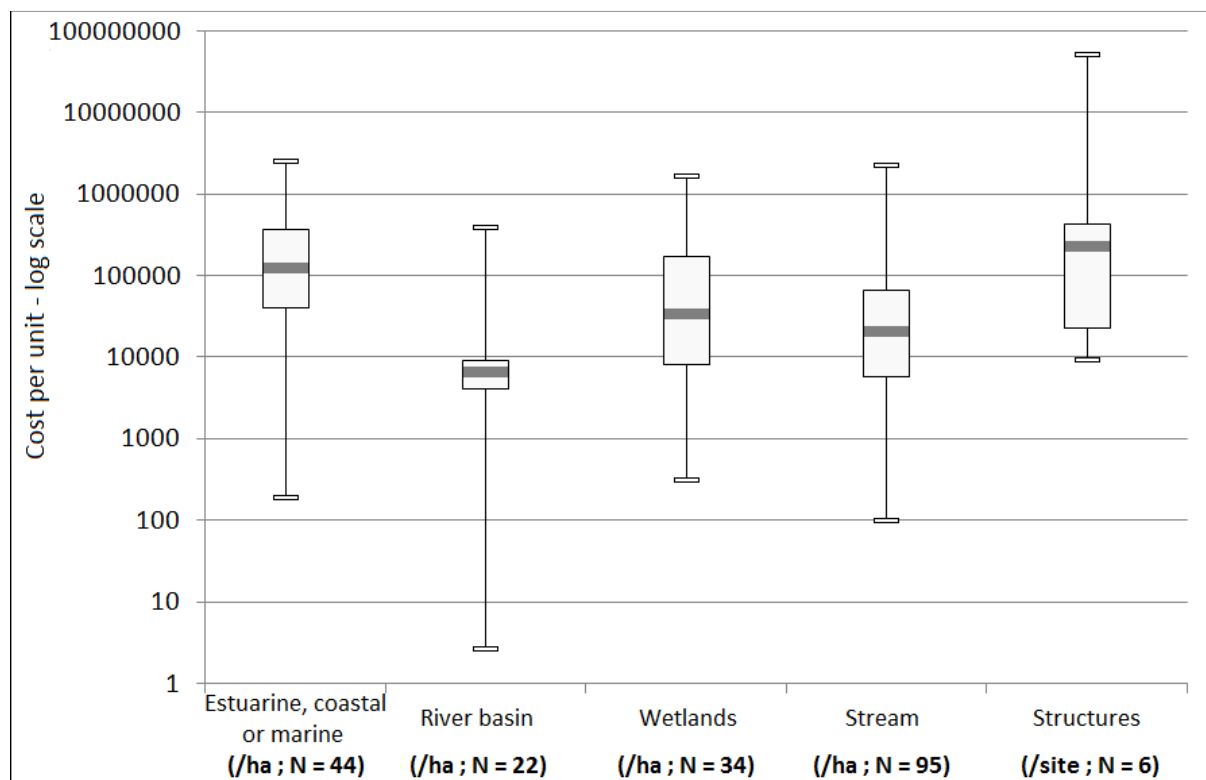
Comme le montre la Figure 9, ce meilleur ciblage des données nous a permis de réduire la variabilité des coûts. Elle illustre le fait que le contexte institutionnel semble jouer un rôle dans les coûts des projets, ce qui est logique si l'on considère que c'est ce dernier qui définit les enjeux poursuivis par les projets. Les projets issus de la littérature scientifique ont des coûts très variables, qui illustrent la grande diversité des types d'action que les scientifiques considèrent pour la restauration du capital naturel. Le fait que cette variabilité diminue dans des cadres institutionnels homogènes semble indiquer que le cadre institutionnel restreint les marges de manœuvre des acteurs qui ne disposent pas de la même liberté que les scientifiques. La comparaison des projets des cadres NRDA et ONEMA montre que les projets NRDA ont des coûts moyens plus élevés, ce qui traduit la plus grande exigence du cadre américain qui requiert par exemple l'engagement de fonds pour d'éventuels ajustements.



**Figure 9 - Boîte à moustache de la variable des coûts pour chaque base de données** (les extrêmes indiquent les valeurs minimum et maximum ; la taille de la boîte est limitée par les quartiles un et deux ; la ligne du milieu indique la valeur médiane de chaque échantillon).

Nous avons étudié 209 actions de restauration pour lesquelles l'information sur les coûts a été récupérée. L'objectif de nos analyses a été de déterminer quels étaient les facteurs qui permettaient d'expliquer la variabilité des coûts de restauration.

Le premier élément qui est ressorti de cette étude est que le type d'écosystème aquatique pèse fortement dans les coûts des projets Figure 10. La catégorie « structure » désigne des projets ayant nécessité une intervention sur du capital physique (ex : démantèlement de barrage). Ces projets sont les plus coûteux.



**Figure 10 - Boîte à moustache de la variable des coûts pour chaque type d'écosystèmes** (les extrêmes indiquent les valeurs minimum et maximum ; la taille de la boîte est limitée par les quartiles un et deux ; la ligne du milieu indique la valeur médiane de chaque échantillon).

Nous avons aussi constaté que la nature et le degré de perturbation de l'écosystème restauré influence les coûts de la restauration. L'intervention sur des écosystèmes urbanisés est plus coûteuse que sur des écosystèmes exposés à des perturbations naturelles. Le lien entre le degré de perturbation et le coût des projets se retrouve lorsqu'on étudie l'influence de l'ampleur des travaux nécessaires pour mettre en place l'investissement dans la restauration. La quantité d'actions à déployer augmente les coûts tout comme l'application de certains types de travaux (notamment l'intervention sur du capital physique).

Nous avons aussi observé que la taille des projets pèse sur le coût des projets, ils bénéficient d'effets d'économie d'échelle qui devrait encourager l'investissement dans des projets de grande taille. Le climat semble aussi influencer le coût des projets dans le sens où les projets mis en place dans des zones tropicales ou subtropicales sont plus coûteux que ceux mis en place dans des zones océaniques ou continentales.

Cette étude nous a permis de proposer les bases d'une fonction des coûts de restauration des écosystèmes aquatiques. Cela peut permettre aux investisseurs publics ou privés de mieux anticiper les coûts de leurs projets. Ces informations doivent être mises en perspective avec la littérature sur l'efficacité des projets de restauration (Benayas et al., 2009 ; Jones et Schmitz, 2009 ; Moreno-Mateos et al., 2012) afin d'aider les investisseurs à hiérarchiser leurs choix d'investissement d'un point de vue coût-efficacité (Tableau 8).

	Coût	Restauration
$f(\text{degré de perturbation})^a$	↗	↘
$f(\text{climat})^b$	↗	↗
$f(\text{taille})^c$	↘	↗

**Tableau 8 - Variation des coûts et du succès de la restauration en fonction du degré de perturbation, du climat et de la taille des projets de restauration** (<sup>a</sup> variation de la fonction pour une augmentation du degré de perturbation ; <sup>b</sup> variation de la fonction pour des climats allant de tempéré vers tropical ; <sup>c</sup> variation de la fonction pour une augmentation de la taille des projets)

La grande variabilité des coûts et le nombre de paramètres qui expliquent la variabilité semblent indiquer que des efforts de définition et d'harmonisation sont nécessaires. Ce travail d'identifier des questions clés pour la suite de notre travail en poursuivant l'investigation au niveau des coûts, ce que nous ferons à travers l'identification des coûts de transaction.

## ***2. Étude de l'émergence du marché de la compensation des impacts sur les zones humides aux États-Unis***

### ***2.1. La compensation écologique***

Le principe de compensation trouve ses fondements économiques dans l'économie du bien-être (Levrel, 2012). Tous les projets d'aménagement s'ils bénéficient à certaines catégories d'acteur vont représenter des coûts pour d'autres. Ainsi il n'existe pas de projet d'investissement qui respecte strictement le critère de Pareto d'optimum social (Kanbur, 2003). Pour faire face à ce problème, on déclare un projet « optimal » si les bénéfices sociaux qu'il génère sont supérieurs aux coûts sociaux. Cependant par cette situation, on accepte que certaines catégories d'acteurs soient lésées au nom de l'intérêt collectif. C'est pourquoi, il est admis que l'on peut compenser les pertes subies par ces acteurs grâce aux bénéfices du projet. Il suffit d'évaluer les coûts et les bénéfices des projets afin de mobiliser une partie des bénéfices pour compenser les acteurs qui ont subis des coûts. L'intégration de ces compensations dans les projets de développement revient à internaliser les externalités

positives et négatives de ces derniers. Quand un projet d'aménagement entraîne un impact sur des écosystèmes aquatiques, la compensation veut qu'on évalue les pertes liées aux dommages environnementaux et qu'on compense les acteurs qui ont subi ces dommages.

Le problème de la compensation semble donc simple à traiter d'un point de vue technique : (1) on évalue les coûts et les bénéfices des projets, ensuite (2) on évalue qui subit ces coûts et ses bénéfices et enfin (3) on mobilise une part des bénéfices correspondant au coût de la compensation qui pourra être renversée aux acteurs qui ont subi des pertes (Levrel, 2012). Face aux difficultés qui sont liées à l'évaluation et à l'identification des acteurs concernés, les cadres réglementaires ont adopté le principe de la compensation environnementale qui doit permettre de compenser la population dans son ensemble en poursuivant un objectif d'équivalence écologique avec les pertes liées au projet. Les mesures compensatoires ne sont plus définies en utilisant un cadre théorique mais un cadre légal qui définit les composantes de l'équivalence.

De manière générale, la compensation environnementale est une procédure encadrée par des cadres formalisés (McKenney et Kiesecker, 2009). Dans ce travail nous nous sommes particulièrement intéressés à la compensation des impacts sur les écosystèmes aquatiques aux États-Unis. Deux cadres légaux existent : la compensation des impacts autorisés et la compensation des impacts accidentels. Ces deux cadres vont avoir des caractéristiques différentes en termes de procédures, d'objectif et d'évaluation. Dans cette partie nous nous intéressons à la compensation des impacts autorisés.

Le principe de compensation des impacts autorisés aux États-Unis est apparu en 1969 avec la ratification du *National Environmental Protection Act* (NEPA) qui a mis en place la procédure d'atténuation (*mitigation*) des dommages (Dumax, 2009). En ce qui concerne les écosystèmes aquatiques, en 1975, la procédure d'atténuation devient une condition nécessaire à l'obtention d'un permis de développement d'un projet ayant un impact sur les écosystèmes aquatiques, avec le *Clean Water Act* (CWA) (Hough et Robertson, 2008 ; Scemama et Levrel, 2012a).

La procédure d'atténuation prévoit le respect de plusieurs étapes qui doivent conduire au *no-net-loss* d'écosystèmes aquatiques (Figure 11) :

1. L'impact sur les ressources aquatiques doit être évité au maximum, dans les limites du praticable ;
2. Les impacts inévitables doivent être minimisés jusqu'à atteindre l'ampleur la plus faible aux vues des actions praticables ;
3. Les impacts résiduels doivent être compensés à l'échelle requise aux vues des actions praticables.



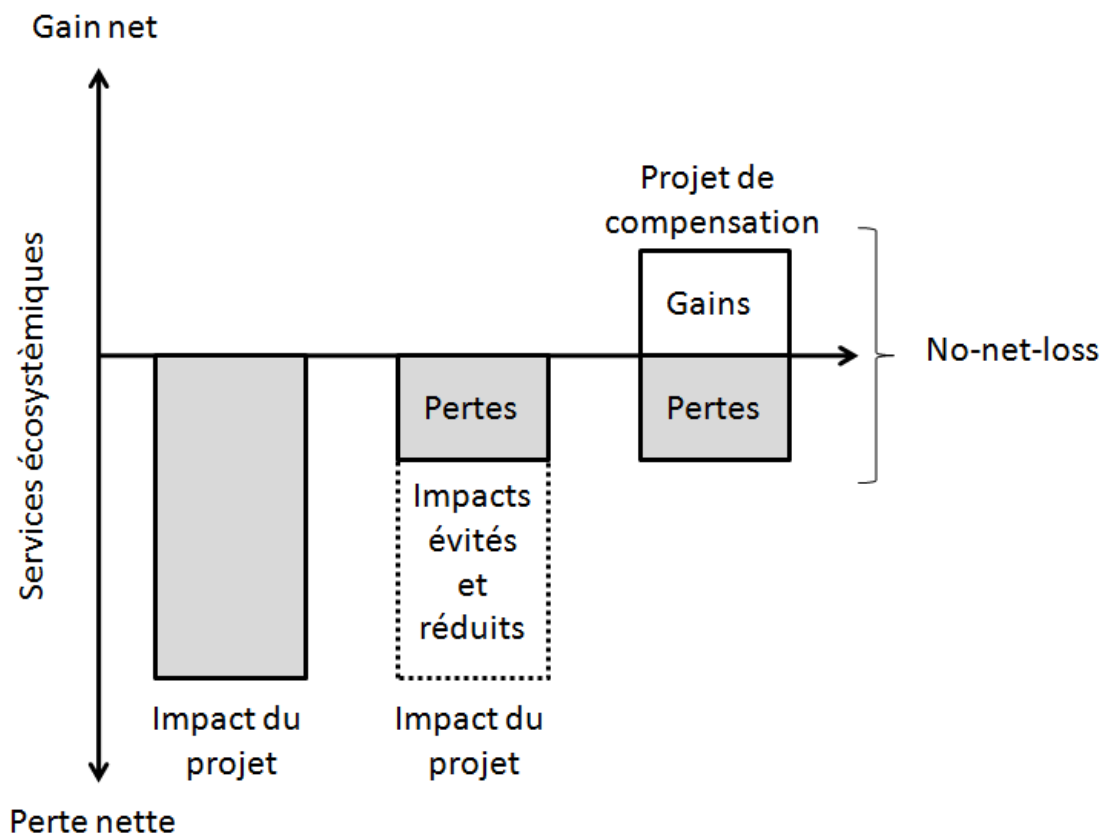


Figure 11 - Représentation du principe de la compensation écologique et du no-net-loss

Suivant le respect de cette séquence de compensation, un développeur doit s'assurer de pouvoir compenser les impacts écologiques de son projet par la mise en place d'un projet de compensation, c'est à dire un investissement dans un écosystème qui puisse fournir des services écosystémiques équivalents. L'*US Army Corps of Engineers (USACE)* et l'*US Environmental Protection Agency (USEPA)*, deux agences fédérales, doivent s'assurer du respect de l'équivalence écologique. Pour se faire, elles ont développé au cours des années, des règles concernant :

- la localisation du projet de compensation par rapport au site impacté ;
- les types d'action à mettre en place ;
- la définition de critères écologiques pour évaluer l'équivalence.

Aujourd'hui, la compensation peut être mise en place à travers trois systèmes différents :

- *Permittee responsible mitigation* (permis individuel) : Dans ce cas, l'action de compensation telle qu'elle a été définie lors de l'attribution du permis d'aménagement doit être menée par le bénéficiaire du permis (ou une entreprise contractée par lui). Les mesures compensatoires doivent alors être mises en place sur le site de l'impact (ou à proximité) et l'équivalence est jugée au cas par cas. La responsabilité de la réussite de l'action de compensation incombe alors au bénéficiaire du permis.

- *Mitigation banking* (banque de compensation) : Il s'agit d'une réserve foncière de zones humides ou de cours d'eau qui ont été restaurés dans l'optique de compenser un ou plusieurs impacts. La quantité d'impacts qu'une banque peut compenser est liée au nombre de crédits<sup>26</sup> qui lui est attribué par l'USACE<sup>27</sup> en fonction du résultat de la quantification des ressources aquatiques restaurées ou créées. Le bénéficiaire de l'attribution d'un permis peut, sous contrôle d'une agence de régulation, acheter le nombre de crédits correspondant au dommage évalué. La responsabilité de la réussite de l'action de compensation est dans ce cas transférée au vendeur des crédits.

- *In lieu fee mitigation* (rémunération de remplacement) : Dans ce cas le bénéficiaire de l'attribution d'un permis paye un "sponsor" généralement une agence publique ou une ONG afin que ce dernier satisfasse l'obligation de compensation à sa place. Le sponsor propose un planning de compensation qui décrit quelles actions de restauration il va mettre en place, il collecte alors des paiements (*fee*) et s'en sert pour remplir son programme. La responsabilité de la réussite des projets de compensation est alors transférée au "sponsor".

Longtemps, le régulateur a orienté le système vers le *permittee responsible*, il en résulte que ce système reste majoritaire puisque 59% des impacts étaient compensés à travers ce mécanisme en 2008 (Figure 12). Néanmoins, les préférences du régulateurs sont aujourd'hui orientées vers le développement du *mitigation banking*, comme en témoigne l'augmentation du nombre de banques actives de 431 en 2009 à 798 en 2010 (Madsen et al., 2011). Avec le développement du *mitigation banking* on voit émerger un marché pour la compensation des écosystèmes aquatiques, alors que l'approche traditionnelle du *permittee-responsible* reposait plus sur une approche hiérarchique.

---

<sup>26</sup> Ce système de banque de compensation existe aussi pour les cours d'eau et les espèces.

<sup>27</sup> L'analyse des dossiers des banques de compensation se fait de manière collégiale à travers un comité de pilotage (*Bank Review Team*), constitué de quinze (15) membres issus des agences fédérales et d'État et des ONG/institutions scientifiques, c'est l'USACE qui rend la décision finale.

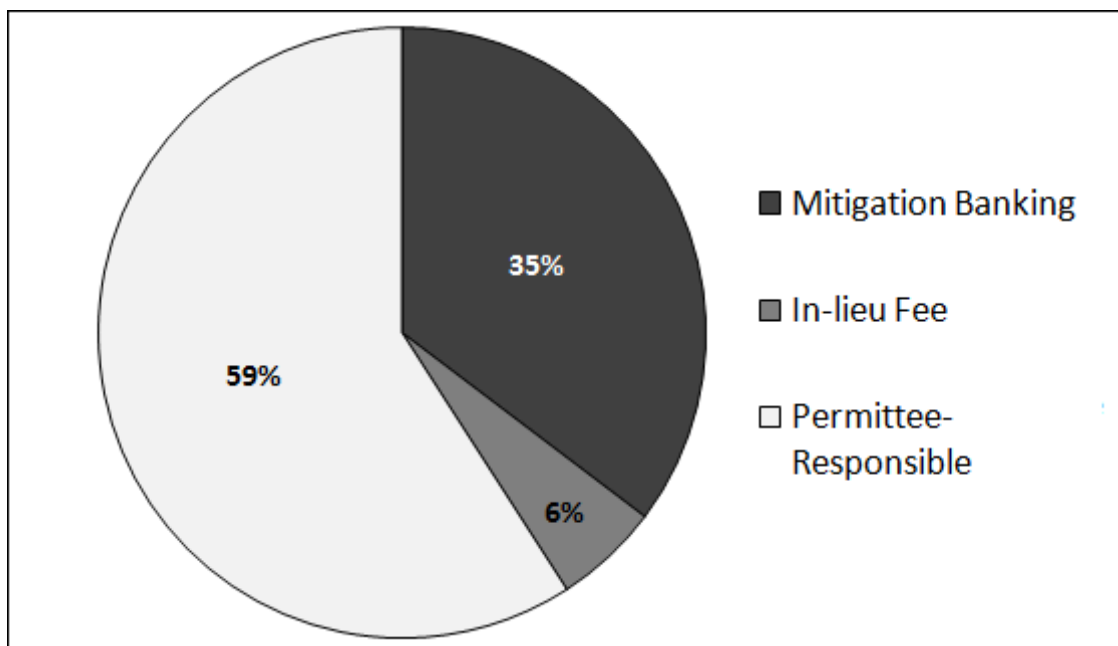


Figure 12 - Répartition du type de mécanisme choisi pour la compensation en 2008 (USACE in Madsen 2010)

L'étude que nous proposons du marché américain de la compensation des impacts autorisés sur les écosystèmes aquatiques aura lieu en trois temps :

1. Afin de mieux comprendre le fonctionnement de ce marché, nous allons étudier ces marchés à partir d'analyses statistiques réalisées sur les transactions qui ont lieu sur ces marchés. Ceci est possible grâce à la base de données RIBITS (*Regulatory In lieu fee and Bank Information Tracking System*) qui compile les éléments rassemblés par le régulateur (l'USACE) qui peuvent ainsi être extraites sur internet.
2. L'évolution du système de régulation des compensations environnementales du *permittee-responsible* au *mitigation banking* fait apparaître la question des modes d'organisation autour de la compensation. Nous allons donc tester notre cadre d'analyse basé sur la théorie néo-institutionnelle afin d'étudier les arbitrages organisationnels et leurs implications vis-à-vis de l'efficacité de la compensation écologique.
3. Enfin, nous proposerons une nouvelle analyse statistique des transactions enregistrées sur le site RIBITS pour déterminer quels sont les paramètres qui peuvent expliquer le nombre de transactions réalisés par chaque banque de compensation.

## **2.2. Étude des marchés de la compensation aux États-Unis comme un système économique incitant à investir dans la biodiversité**

Le marché des banques de compensation est un marché fortement régulé dans lequel l'offre et la demande sont contrôlées par l'USACE, en coopération avec l'USEPA qui joue le rôle d'expert en matière d'environnement. En effet, le régulateur supervise la demande en attribuant des « permis de détruire » une fois que la séquence éviter-réduire-compenser est respectée. Il supervise aussi l'offre puisque c'est auprès de l'USACE et de l'USEPA qu'une banque doit prouver l'efficacité de son action pour obtenir l'agrément fixant le nombre total de crédits de compensation. Il fixe enfin les règles de l'échange sur le marché et les procédures de conformité et de suivi.

L'USACE est organisé en districts qui possèdent leurs propres règles pour l'organisation du marché de la compensation, notamment pour la définition et l'évaluation des crédits, pour la définition de l'aire de service des banques ou encore pour les éléments qui conditionnent l'attribution des crédits. Ces éléments vont peser sur l'efficacité du système. En effet, l'aire de service définit la zone dans laquelle un impact doit se situer pour qu'une banque puisse vendre des crédits pour le compenser, aussi la taille de l'aire de service détermine le nombre de clients potentiels pour une banque et pèse donc dans la décision d'investissement. Chaque district de l'USACE possédant ses propres règles, il s'agit donc d'une unité institutionnelle cohérente pour l'analyse du système des banques de compensation.

Depuis 2008, le *mitigation banking* est devenu le système privilégié pour encadrer la compensation<sup>28</sup>. Afin de faciliter la transparence du système et d'accompagner le développement de ce marché, l'USACE a mis en place un site internet RIBITS qui recense l'ensemble des banques, leur statut et l'ensemble des échanges de crédits réalisés. Nous avons extrait les données disponibles sur ce site afin d'analyser ce système de marché de la compensation pour les zones humides aux États-Unis.

Comme le montre la Figure 13, les banques ne sont pas réparties de façon homogène sur tout le territoire, certains districts en possèdent plus que d'autres.

---

<sup>28</sup> Le régulateur a ainsi établi une hiérarchie des préférences : d'abord le *mitigation banking* puis s'il n'y a pas de solutions permettant de respecter le *no-net-loss*, l'aménageur peut se tourner vers le *in-lieu fee* et enfin le *permittee-responsible* (33 Code of Federal Rules 332.3 (b)).

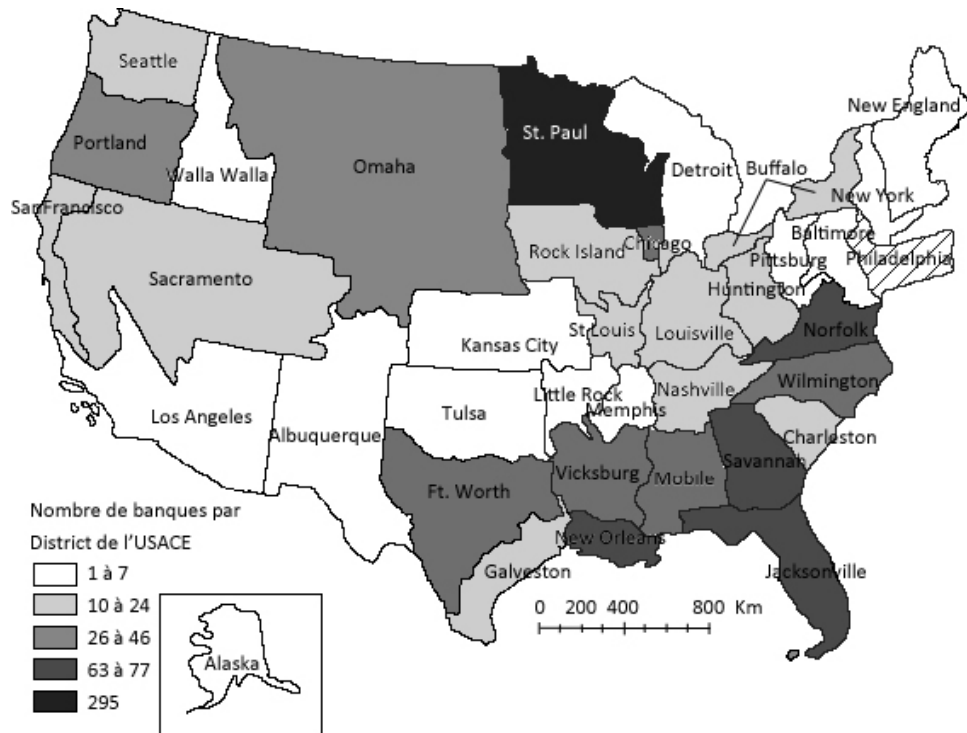


Figure 13 - Carte du nombre de banques par district de l'USACE

La Figure 14 montre l'évolution du nombre de transactions depuis la première transaction (1985) enregistrée sur le site RIBITS. On peut voir que le nombre de transactions a globalement augmenté jusqu'en 2005. Ce nombre a chuté en 2007, au moment de la crise. Il évolue depuis en dents de scie.

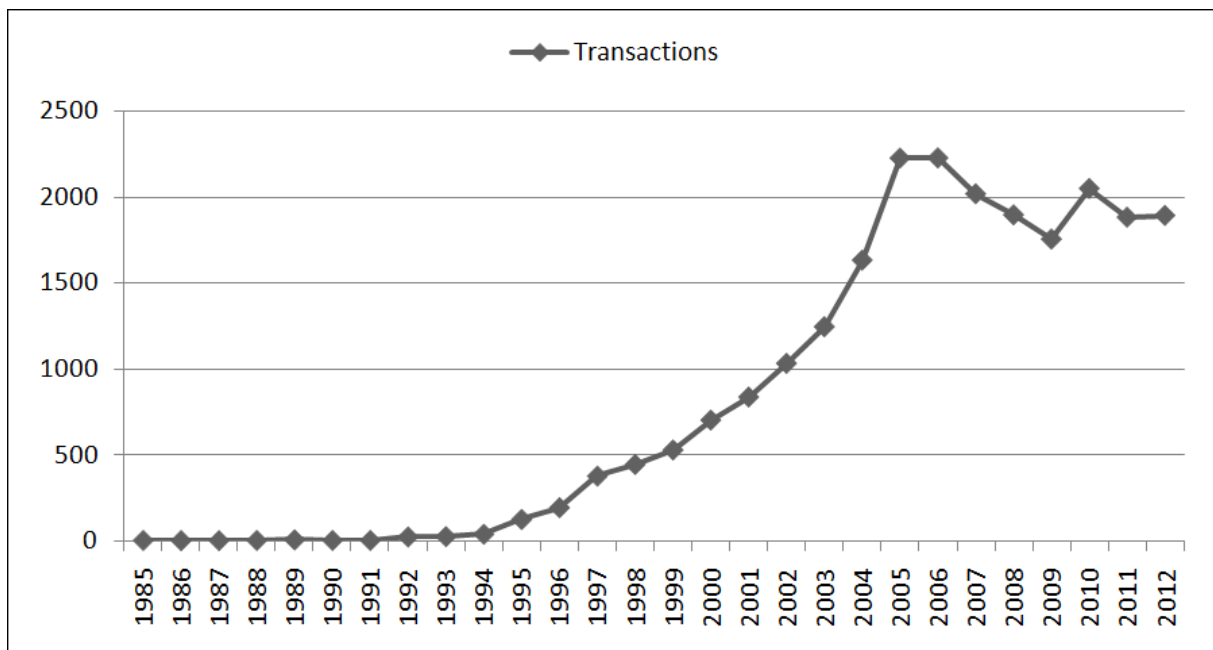


Figure 14 - Évolution temporelle du nombre de transactions effectuées par les banques de zones humides

Le nombre de transactions réalisées sur le marché de la compensation est le résultat de la rencontre d'une offre et d'une demande de crédits de compensation. L'offre est caractérisée par différents paramètres que l'on peut étudier sur le site de RIBITS :

- le type de banque : il s'agit du mode d'organisation interne de la banque, en effet les banques sont des organisations propres qui ont des formes hybrides (Vaissière et al., *in revision*) - elles peuvent ainsi être privées, publiques ou représenter une combinaison des deux ;
- la nature de l'action d'investissement : l'investisseur peut avoir recours à des actions de préservation, d'amélioration, de restauration et de création. Le régulateur attribue plus de crédits aux deux dernières car elles permettent des gains en termes de surface et en termes de services ;
- le système de classification des crédits : il définit l'unité d'échange des crédits entre l'impact et l'investissement, il peut être plus ou moins exigeant quant à l'équivalence recherchée (espèces, fonctions, habitats, etc.) ;
- la méthode d'évaluation : elle mesure la quantité de crédits, aussi bien des gains liés à l'investissement que des pertes liées à l'impact ;
- les règles de libération des crédits : quand une banque est « autorisée » on lui attribue une quantité de crédits potentiels, ces derniers sont libérés à la vente au fur et à mesure que la banque remplit des critères liés au succès écologique de l'investissement ;
- la taille de l'aire de service : elle représente la taille du marché que peut toucher une banque et qui est généralement négocié entre la banque et le régulateur afin de permettre le respect de critères écologiques de l'équivalence et la viabilité économique de la banque.

Ces règles sont définies à l'échelle du district, aussi nous avons réalisé un focus à l'échelle d'un district, celui de Jacksonville en Floride, qui correspond au district qui attribue le plus de permis autorisant les impacts sur des écosystèmes aquatiques.

L'augmentation du nombre de transactions à l'échelle du pays a eu lieu alors même que le cadre institutionnel évoluait, comme le montre la Figure 15. On peut voir que le nombre de méthodes d'évaluation et de systèmes de classification a augmenté au cours du temps, ce qui pourrait indiquer une complexification des règles de l'échange.

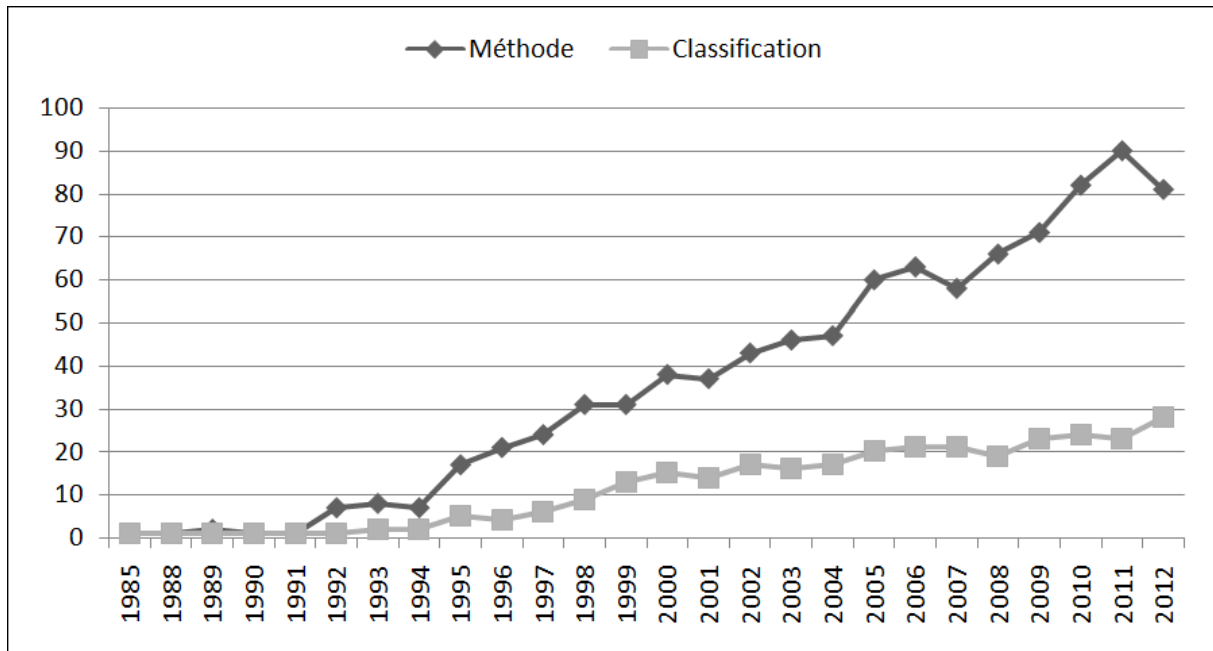


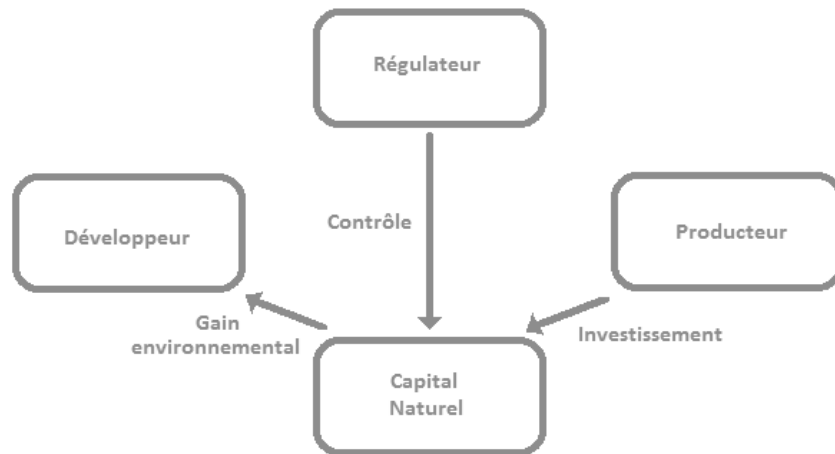
Figure 15 - Évolution du nombre de système de classification et de méthodes d'évaluation utilisées dans le *mitigation banking* pour contrôler la compensation

En fait, il est intéressant de nous pencher plus en détail sur la forme organisationnelle du système de *mitigation banking*. D'après la théorie, les acteurs d'une transaction vont choisir la forme organisationnelle qui minimise les coûts de transaction. Le fait que le *mitigation banking* soit de plus en plus adopté implique que ce système profite de coûts de transaction moins élevés par rapport au système du *permitted-responsible*. Le *mitigation banking* semble ainsi être le système le mieux adapté aux caractéristiques de la transaction. Nous allons étudier à travers l'étude des sources de coûts de transaction quelles en sont les conséquences sur l'efficacité du système de compensation.

### 2.3. Une analyse néo-institutionnelle de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques

L'analyse néo-institutionnelle nécessite de définir notre objet d'étude, soit la transaction qui unit un développeur, un professionnel du génie écologique et le régulateur (Figure 16):

- le développeur qui a besoin d'un gain environnemental équivalent au dommage dont il est à l'origine ;
- le professionnel du génie écologique qui investit dans le capital naturel que représente la zone humide, à travers des actions de compensation, de façon à répondre à la demande du développeur ;
- le régulateur qui contrôle l'équivalence entre les pertes et les gains de capital naturel.



**Figure 16 - Représentation de la transaction que nous étudions dans le cadre de la compensation écologique.** Il s'agit d'une représentation simple de la transaction destinée à faire apparaître les acteurs protagonistes (les deux parties et la partie tiers qui la régle) et leur rôle vis à vis du capital naturel au cœur de la transaction.

La question qui se pose aux acteurs d'une transaction est celle du choix du mode d'organisation. D'après la théorie des coûts de transaction, le choix pour un mode d'organisation se fait suivant le critère de minimisation des coûts de transactions. Or toujours d'après cette théorie, les coûts de transaction ne sont pas appréhendés de manière comptable, mais à travers les caractéristiques de la transaction. Le mode d'organisation le plus efficace pour encadrer une transaction est celui qui est le plus adapté à ses caractéristiques. L'hypothèse que nous formulons ici est que les transactions liées aux mesures compensatoires, ont des caractéristiques particulières, qui pèsent *in fine* sur la qualité de la compensation.

Pour compenser un impact environnemental il est nécessaire de mettre en œuvre un investissement dans un écosystème aquatique qui doit être conçu de façon à respecter l'équivalence écologique avec les pertes occasionnées par un projet d'aménagement. L'arbitrage entre *mitigation banking* et *permitted-responsible*<sup>29</sup>, se fait donc sur les caractéristiques de la transaction. Pour rendre le système de marché plus compétitif d'un point de vue organisationnel que le système traditionnel, le régulateur a progressivement opéré des changements institutionnels. Ces changements ont eu des conséquences sur les caractéristiques des transactions, c'est à dire sur la spécificité des actifs, l'incertitude et la fréquence des transactions. Les deux systèmes n'ont pas les mêmes règles concernant l'équivalence écologique ce qui implique des différences en termes de coûts de transaction entre les deux systèmes. C'est ce que nous allons étudier à travers la spécificité des actifs d'une part (Tableau 9), et l'incertitude et la fréquence des transactions d'autre part (Tableau 10).

Afin d'encourager l'émergence de mécanismes de marché pour encadrer la compensation, le régulateur a changé les règles de l'échange pour que la spécificité des investissements diminue et

<sup>29</sup> Nous ne traiterons pas ici du *in-lieu fee*.



qu'on observe une baisse des coûts de transaction qui encourage le développement du *mitigation banking*. Le Tableau 9, présente la réduction de spécificité des actifs qu'on observe du fait du passage du *permittee-responsible* au *mitigation banking* :

- La spécificité de site du capital naturel : Dans le *mitigation banking*, les banques peuvent compenser plusieurs impacts, ces derniers ne sont donc pas situés au même endroit et d'autant moins sur le site d'impact contrairement au *permittee-responsible*, ce qui pose la question de la dimension spatiale de l'équivalence. Afin de limiter ce problème la compensation est limitée par l'aire de service attribuée à la banque.
- La spécificité physique du capital naturel : Les aspects sont plus nuancés pour ce point. D'un côté, l'émergence du marché de la compensation a été rendu possible par la création d'une unité d'échange : les crédits de compensation. Ces derniers permettent de définir les gains produits par une banque et les pertes liées à tous les impacts qu'elle peut compenser, il y a ici un risque de standardisation du critère d'équivalence. D'un autre côté, la création de cette unité d'échange s'est accompagnée de la définition de standards de performance plus rigoureux.
- La spécificité dédiée : En effet on passe d'une conception « sur-mesure » de la compensation dans le *permittee-responsible* à une augmentation du nombre de clients potentiels pour une même action de compensation dans le *mitigation banking*.
- La spécificité du capital humain : Le savoir-faire et les compétences pour la compensation qui étaient ciblées à une transaction dans le *permittee-responsible* sont transférables à toutes les transactions qui seront associées à une banque.
- La spécificité de marque : La diminution de cet aspect de la spécificité est liée à la moindre importance de la réputation dans le système du *mitigation banking*. En effet, les développeurs ne choisissent pas le producteur en fonction de sa réputation mais en fonction de la disponibilité de crédits pour compenser leur impact. Alors que dans le cadre du *permittee-responsible*, intervenait la réputation d'un producteur à mettre en place rapidement une mesure compensatoire.

	Permittee-responsible	Δ Coûts de transaction	Mitigation banking
<b>Spécificité de site du capital naturel</b>	Compensation à réaliser sur le site de l'impact	>	Compensation dans une zone de service
<b>Spécificité physique du capital naturel</b>	Équivalence discutée au cas par cas	?	Équivalence estimée en termes de crédits
<b>Capital naturel dédié</b>	Un projet de développement	>	Plusieurs projets de développement
<b>Spécificité du savoir faire</b>	Connaissances spécifiques à une mesure compensatoire	>	Connaissances spécifiques à toute la banque
<b>Spécificité de marque</b>	Réputation mise en jeu à chaque impact	>	Réputation mise en jeu pour une banque

Tableau 9 - Conséquences de l'évolution des différentes formes de spécificité des actifs entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction

Dans le même sens, le Tableau 10, montre que le *mitigation banking* dispose d'avantages par rapport à l'incertitude et à la fréquence des transactions qui lui permettent de disposer de coûts de transaction moins élevés :

- L'incertitude réglementaire : La création du *mitigation banking* et son expansion ont conduit les banques à demander une clarification des « règles du jeu » et obligé le régulateur à s'organiser de manière plus efficace. Dans le même temps, la concentration des actions de compensation a diminué les ressources nécessaires pour le contrôle par rapport au *permittee-responsible*. Du fait du rôle central du régulateur qui conditionne à la fois l'offre et la demande, une amélioration de son fonctionnement a permis de diminuer les risques associés à l'investissement dans des banques de compensation.
- L'incertitude environnementale : La concentration des actions de compensation dans le *mitigation banking* permet d'améliorer la réussite des actions de compensation qui ont de meilleurs résultats sur de grandes surfaces. De plus, les banques de compensation sont mises en place en anticipation des impacts, ce qui diminue les pertes temporaires. Enfin, les crédits sont libérés à la vente au fur et à mesure que la banque remplit ses objectifs environnementaux.
- L'incertitude comportementale. Le risque de comportement opportuniste de la part du développeur est fort dans le *permittee-responsible*, puisqu'il peut exploiter le fait que les mesures compensatoires sont peu ou mal contrôlées pour minimiser ses coûts aux dépens de la qualité environnementale. L'amélioration du contrôle dans le *mitigation banking* diminue ces risques.
- La fréquence des transactions. Dans le *mitigation banking*, la responsabilité du *no-net-loss* est transférée dans les mains des banques qui sont moins nombreuses que les

aménageurs. Ainsi la fréquence des interactions entre le régulateur et le responsable de la compensation augmente ce qui diminue les coûts de transaction.

	Permittee-responsible	$\Delta$ Coûts de transaction	Mitigation banking
<b>Incertitude réglementaire</b>	Critère d'équivalence au cas par cas	>	Critère d'équivalence stable et précis
<b>Incertitude liée à l'environnement</b>	Actions sur une surface liée à celle de l'impact Compensation débutée au moment de l'impact	>	Actions sur de plus grandes surfaces Compensation débutée avant l'impact
<b>Incertitude comportementale</b>	Mesures compensatoires peu ou pas contrôlées	>	Contrôle plus important des banques
<b>Fréquence des transactions</b>	Autant de partenaires qu'il y a de transactions	>	Réduction du nombre de partenaires

Tableau 10 - Conséquences de l'évolution de l'incertitude et de la fréquence des transactions entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction

Les différences dans les règles de l'échange entre les deux systèmes de compensation sont répercutées dans les caractéristiques des transactions ce qui implique des différences en termes de coûts de transaction. La régulation profite ainsi du comportement calculateur des parties de la transaction qui vont chercher à inscrire leur relation dans le mode d'organisation qui minimise les coûts (Figure 17).

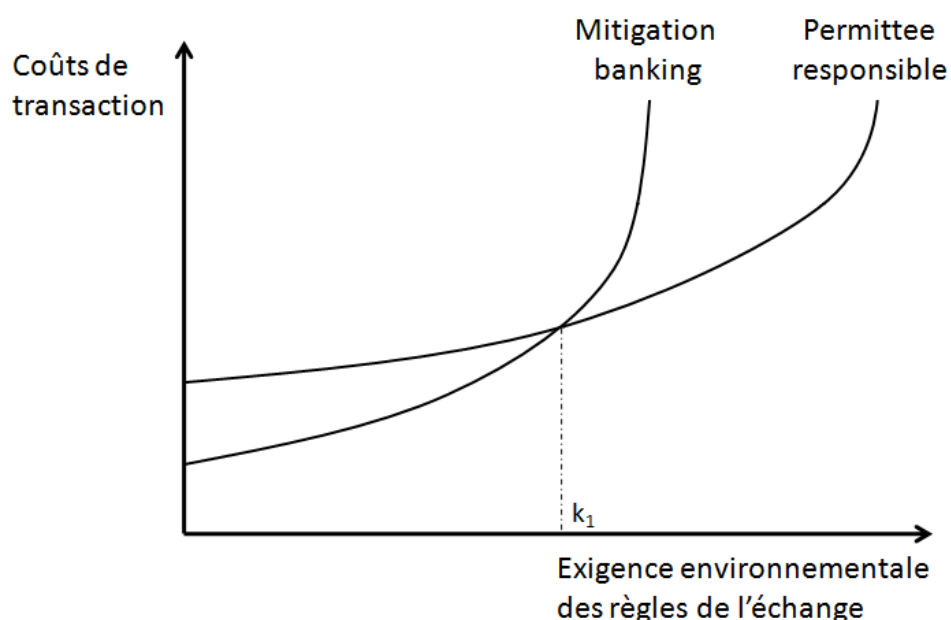


Figure 17 - Arbitrage entre les deux systèmes de compensation selon l'exigence environnementale des règles de l'échange. Lorsque le système de classification des crédits est générique et que la compensation peut se faire à une distance éloignée du lieu de l'impact ( $k < k_1$ ), les parties de la transaction choisiront plus facilement d'adopter le système de mitigation banking.

Si on s'intéresse particulièrement à la question de la spécificité, la baisse de spécificité observée dans le *mitigation banking* est discutable. En effet, en diminuant la spécificité on réduit la complexité et la diversité des écosystèmes aquatiques ce qui diminue la qualité de l'équivalence écologique. Cependant, 98,3% des banques répondent ou vont répondre aux standards réglementaires. Alors que, dans le système du *permitted-responsible*, les mesures compensatoires sont de mauvaise qualité au regard des standards réglementaires, voire même ne sont pas mises en œuvre du tout (National Research Council, 2001 ; Government Accountability Office, 2005).

#### ***2.4. Illustration de l'usage du cadre néo-institutionnel sur le marché de la compensation aux États-Unis***

L'objectif de ce travail est de voir si nous pouvons retrouver les éléments caractéristiques des transactions discutés dans la partie précédente en mobilisant les données RIBITS et une analyse statistique à large échelle. La théorie des coûts de transaction nous permet d'étudier l'impact des caractéristiques de la transaction sur un arbitrage entre deux modes d'organisation. Dans le cas de la compensation des écosystèmes aquatiques aux États-Unis, il s'agit de l'arbitrage entre le système du *permitted-responsible*, qui correspond à une organisation hiérarchique de la compensation, et le système du *mitigation banking*, qui fait appel à des mécanismes de marché.

L'extraction des données de la base RIBITS nous permet d'obtenir des informations sur le nombre de transactions réalisées et la quantité de crédits vendus par une banque. De plus, grâce à cette base de données, nous avons accès à certaines caractéristiques des transactions qui peuvent être associées au degré de spécificité de l'investissement dans les écosystèmes aquatiques requis pour la compensation :

- l'aire de service des banques, dont on a dit qu'elle définissait le degré de spécificité de site de la compensation ;
- le type d'action réalisée, qui fait référence à la spécificité du capital humain impliqué dans la transaction ;
- le système de classification des crédits, qui désigne le type d'écosystème aquatique associé à la banque et à l'impact à compenser et que l'on peut relier au degré de spécificité physique des écosystèmes, c'est ce que nous avons fait en classant chaque système selon s'il est commun (faiblement spécifique) ou propre à peu de banques (fortement spécifique) ;

- la méthode d'évaluation des crédits qui est l'outil utilisé pour mesurer l'équivalence, que l'on pourrait aussi relier à la spécificité physique de l'équivalence, de la même façon que pour le système de classification ;
- le type de banque, qui fait référence aux modes de coordination des acteurs, on s'attend à ce que les acteurs qui utilisent le plus des mécanismes de marché supportent des coûts de transaction moins élevés que les autres.

Aussi notre objectif est d'étudier l'impact de ces éléments sur le nombre de transactions réalisées par les banques de compensation et donc sur l'arbitrage entre *mitigation banking* et *permittee-responsible*. Cependant, nous ne possédons pas d'informations sur le nombre de compensations réalisées dans le système du *permittee-responsible*. Or il est important que nous puissions distinguer les variations qui sont liées à l'arbitrage en faveur du *mitigation banking* de celles qui sont liées à des variations de la demande de compensation (soit à des variations du nombre de projets d'aménagements).

En plus des variables associées à la spécificité des actifs, nous introduisons des variables associées à la structure du marché. Notamment, nous disposons à l'échelle des États-Unis, d'informations sur la demande de permis de détruire accordés par l'USACE, qui peut offrir un proxy de la demande de compensation.

#### Analyse à l'échelle des États-Unis :

A l'échelle des États-Unis nous avons pu étudier le nombre de transactions réalisées et la quantité de crédits vendus par 1044 banques. A partir des hypothèses de la théorie des coûts de transaction, nous voulons étudier si les caractéristiques des transactions influencent leur nombre et la quantité de crédits vendus.

La taille des banques est corrélée à la fois au nombre de transactions (taux de corrélation  $\rho = 0,26$ ) et à la quantité de crédits vendus ( $\rho = 0,28$ ), ces résultats étaient attendus du fait qu'il est logique qu'une banque de plus grande surface, qui peut compenser plus d'impacts, ait réalisé plus de transactions. Cependant, ce résultat va aussi dans le sens des résultats de Moreno-Mateos et collaborateurs (2013) qui expliquent que les actions de restauration mises en place sur de grandes surfaces ont de meilleurs résultats. En ce sens, la taille des banques peut-être associée à l'incertitude environnementale : plus les banques sont grandes, meilleurs sont leurs résultats et plus faible est l'incertitude qui entoure les performances de la banque.

Le nombre de transactions semble aussi être influencé par le type de banque. Les banques qui ont recours à des mécanismes de coordination plus proches du marché (notamment les banques commerciales privées) réalisent plus de transactions que les autres (publiques, mixtes ou à « client unique »). Ce résultat implique que dans un environnement institutionnel qui favorise le marché, les acteurs les plus favorisés sont ceux qui se reposent sur les mêmes mécanismes de coordination. De

plus on observe que le nombre de permis accordés dans le district d'une banque et le nombre de systèmes de classification utilisé par une banque ont une influence sur le nombre de transactions, cependant il nous est impossible de connaître le sens de cette influence.

On observe un effet de la méthode d'évaluation sur la quantité de crédits vendus par une banque : plus une banque utilise une méthode commune, moins elle vend de crédits. Ce résultat, va à l'encontre de notre intuition qu'une méthode plus commune favorise le nombre de crédits et donc les échanges. La méthode d'évaluation fait partie de l'organisation de la compensation elle devrait donc être fortement associée aux coûts de transaction. Cependant, il est probable que le poids de la méthode d'évaluation sur les coûts de transaction soit lié aux caractéristiques de l'équivalence qu'il est difficile d'étudier dans une analyse globale telle que nous la proposons. D'ailleurs, on peut mettre en perspective ce résultat au fait que plus une banque utilise une méthode commune, plus elle aura tendance à échanger de petites quantités de crédits par transaction. Ainsi le lien entre méthode d'évaluation et nombre de crédits vendus peut s'expliquer par le fait qu'une méthode commune, plus facile à utilisée sera généralement impliquée pour des transactions de moindre importance, alors qu'on préférera des méthodes plus complexes, plus idiosyncratiques, pour des transactions de plus grande importance. Ce principe d'idiosyncrasie de la transaction, implique qu'il s'agisse de transactions plus rares, qui nécessitent des modes de coordination spécifiques et des coûts de transaction plus élevés.

Finalement, il est important de noter que l'ensemble des variables que nous avons constituées semblent fortement structurées par la dimension réglementaire du système, c'est à dire par le district de l'USACE. Comme nous l'avons vu, un district correspond à une unité de régulation qui possède ses propres règles. Nous pouvons envisager que le marché de la compensation des zones humides soit en fait constitué d'autant de marchés qu'il y a de districts. Aussi nous semble donc important d'étudier plus en détail un district, nous appliquons donc nos analyses au district de Jacksonville.

#### Analyse à l'échelle du district de Jacksonville :

Pour cette analyse nous disposons des informations liées à l'occupation des sols. Nous pouvons notamment nous intéresser à la taille de l'aire de service d'une banque et à l'occupation du sol dans cette aire de service. À l'échelle du district de Jacksonville, la surface totale de zones humides en 2006 et l'évolution des surfaces urbanisées entre 1992 et 2006 influencent significativement le nombre de transactions et la quantité de crédits vendus par une banque. Ce résultat montre que le volume des échanges est lié aux mécanismes d'offre et de demande, une augmentation des surfaces urbanisées traduit une tendance à l'aménagement dans le district, or comme la surface de zones humides y est importante, la demande de compensation est grande.

À l'échelle du district de Jacksonville, les éléments liés au système de classification des crédits ou à l'action mise en œuvre ne sont pas exploitables. En effet tous les systèmes de classification appartiennent à la même classe de spécificité et l'information sur le type d'action n'est pas complète sur le site de RIBITS.

Nous avons noté que le choix de la méthode d'évaluation de l'équivalence influence significativement le volume des échanges. Le recours à une méthode particulière, l'UMAM (*Uniform Mitigation Assessment Method*) tend à faire diminuer le nombre de transactions et le nombre de crédits vendus. Il s'agit d'une méthode basée sur une analyse fonctionnelle des écosystèmes qui intègre la complexité et la diversité de ceux-ci. Utiliser une méthode qui tient mieux compte de la spécificité physique des écosystèmes aquatiques tendrait donc à diminuer les échanges, ce qui est un résultat cohérent avec notre hypothèse de travail.

#### Bilan États-Unis et Jacksonville :

Cette analyse nous donne des résultats qui doivent être considérés avec prudence. Cependant certains éléments sont intéressants et nous permettent de progresser dans notre discussion.

- La méthode d'évaluation utilisée pour mesurer l'équivalence semble peser sur les caractéristiques de la transaction. Cependant, ce lien est difficile à interpréter et nécessite qu'on s'intéresse plus précisément au fonctionnement des méthodes d'équivalence. On voit en ce sens que l'utilisation d'une méthode qui tient mieux compte de la spécificité physique des écosystèmes tend à s'accompagner d'une baisse du nombre de transactions.
- Le volume des échanges fait apparaître un ajustement entre offre et demande. Dans le même sens, les banques qui se reposent le plus sur les mécanismes de coordination du marché semblent réaliser plus de transactions que les autres. Ces éléments nous laissent entrevoir la volonté des acteurs de se reposer sur le marché plutôt que sur le système command-and-control traditionnel.
- Les caractéristiques des banques sont fortement associées au district dans lequel une banque est située. Ainsi malgré cette volonté de confier la compensation au marché, on semble rester sur des marchés fortement encadrés par la régulation qui font finalement apparaître des transactions à trois parties où le régulateur joue un rôle important (Figure 18).
- La diversité des modes de coordination des banques (commerciales privées, publiques, mixtes ou à « client unique ») nous montre que les banques sont des organisations hybrides (Vaissière et al., *in revision*). Nous allons aussi nous intéresser plus en détail à ces formes hybrides afin d'étudier quels avantages elles peuvent représenter pour encadrer des projets d'investissement dans des écosystèmes aquatiques.

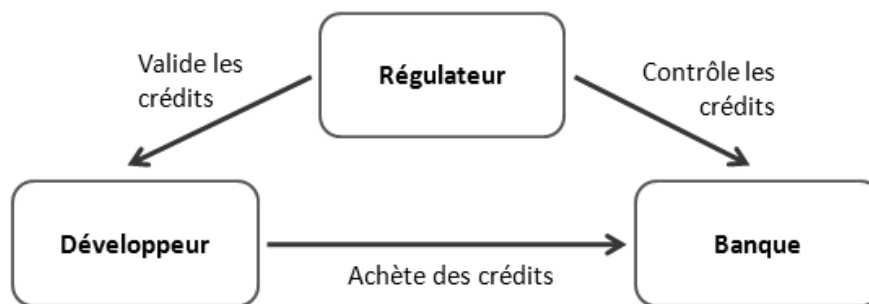


Figure 18 - Schéma de la transaction de compensation, une transaction qui implique trois parties, le développeur responsable de l'impact, la banque responsable de la compensation et le régulateur garant de l'équivalence

### ***3. Organisation des acteurs autour de différents projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques en France***

#### ***3.1. Présentation des sites sélectionnés pour l'étude de cas***

Le choix des terrains s'est fait dans le cadre d'une coopération avec l'ONEMA, les Agences de l'eau et nos autres partenaires rencontrés lors du diagnostic décrit précédemment. Notre objectif était de rencontrer les acteurs clés des projets afin d'étudier l'organisation autour de l'investissement et de disposer de suffisamment d'informations en termes de suivis écologiques. Nous voulions aussi pouvoir produire une analyse qui tienne compte de différents contextes de restauration (tailles des projets et types d'actions), géographiques et institutionnels (conflits, acteurs en charge du projet). Quatre projets ont finalement été sélectionnés (Figure 19 ; Tableau 11):

- la création par la Lyonnaise des Eaux (LDE) d'un marché pour des zones humides à la sortie des stations d'épuration (STEP), appelées « zones Libellule » ;
- les mesures environnementales, mesures compensatoires et mesures d'accompagnement mises en place dans l'estuaire de la Seine dans le cadre des aménagements « Port 2000 » du Grand Port Maritime du Havre ;
- la réhabilitation du marais de Kervigen par la Communauté de Communes de Châteaulin et du Porzay, dans le but de profiter de ses capacités d'épuration dans un contexte de marées vertes ;
- la restauration du cours d'eau des Vurpillères et de bas marais dans la réserve naturelle de Remoray dans le haut Jura.



	<b>Zone Libellule</b>	<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	<b>Marais de Kervigen</b>	<b>Rivière des Vurpillères</b>
<b>Contexte Géographique</b>	Saint-Just et Saint-Nazaire-de-Pézan Pop. 3 068 Languedoc-Roussillon	Le Havre Pop. 300 000 Haute-Normandie	Communauté de commune de Châteaulin et du Porzay (CCPCP) Pop. 15 000 Bretagne	Labergement-Sainte-Marie Pop. 1 000 Franche-Comté
<b>Niveau de conflit</b>	Faible	Fort	Moyen	Faible
<b>Type d'action</b>	Création d'une zone humide à la sortie d'une STEP.	Création d'un îlot reposoir et d'un reposoir sur la côte pour les limicoles. Création d'un méandre artificiel pour réhabiliter des vasières.	Réhabilitation des services d'autoépuration de l'eau pour cibler les nitrates.	Restauration des méandres du cours d'eau.
<b>Acteur en charge du projet</b>	Lyonnaise des eaux	Port du Havre	CCPCP	Réserve Naturelle du lac de Remoray
<b>Taille du projet</b>	1,5 ha	45 ha pour un reposoir à oiseaux 1.5 ha pour un îlot artificiel 300 ha pour la réhabilitation de vasières	22 ha	1,1 km de rivière

Tableau 11 - Présentation des critères choisis pour la sélection des sites d'étude.



Figure 19 - Localisation des quatre sites d'étude

### 3.1.1. La création de la zone Libellule comme zone de rejet végétalisée pour augmenter la qualité de l'eau

La zone « Libellule » est constituée d'une succession d'habitats humides créés par la LDE à la sortie de la station d'épuration du SIVOM de la Palus<sup>30</sup> qui regroupe les communes de Saint-Just et de Saint-Nazaire-de-Pezan. Ces communes sont situées dans le département de l'Hérault, dans le bassin versant de l'étang de l'Or (Figure 20).

L'étang de l'Or est un espace Natura 2000 sous l'appellation "étang de Maugio". Il est aussi désigné comme un espace naturel sensible au titre de son intérêt naturel, de la pression anthropique qui s'y exerce et de son état avancé d'eutrophisation. Il est inscrit dans un programme Life+ "Lag' Nature". Au titre de ce projet on peut noter la mise en place d'un programme de suivi de l'utilisation de zones de rejet végétalisées (ZRV) à la sortie des stations d'épuration de Maugio et Saint-Just/Saint-Nazaire. Les ZRV désignent des écosystèmes artificiels créés à la sortie des STEP afin de servir de zone tampon entre la station et le milieu naturel.

Suite à l'arrêté ministériel du 22 juin 2007 relatif à la collecte, au transport et au traitement des eaux usées, le SIVOM de la Palus a dû procéder à un projet de remise en conformité de sa STEP. Du fait de leur localisation dans le bassin versant de l'étang de l'Or, le Conseil Général propose la mise en place d'une ZRV dont l'objectif serait de filtrer les dernières traces de phosphate et d'azote que la STEP n'aurait pas pu éliminer et de sécuriser les rejets de la station. La LDE qui intervient déjà en tant que société fermière de la STEP, propose de prendre en charge les coûts de mise en place de la ZRV

<sup>30</sup> Syndicat Intercommunal à Vocation Multiples (SIVOM), des communes de Saint-Just et de Saint-Nazaire-de-Pezan et à compétence en matière de voirie et d'eau.

en échange de la possibilité de développer un projet ambitieux d'écosystème artificiel - la zone Libellule - qui s'accompagne d'un programme de suivi du devenir des micropolluants rejetés par les STEP.



Figure 20 - Communes de Saint-Just et de Saint-Nazaire-de-Pezan qui abritent la zone « Libellule » (Source: IGN GéoFla et Google Map)

La station d'épuration du SIVOM de la Palus a une capacité d'épuration de 5 000 équivalent-habitants. Une partie des eaux rejetées par la station traverse la zone « Libellule » avant de rejoindre son milieu naturel. La zone Libellule s'étend sur 1,5 hectares. Elle est constituée d'un bassin phytoplancton, d'une roselière, d'une zone de méandres, d'un réseau anastomosé et d'une zone libre (Figure 21). Ces habitats sont complétés par une prairie humide (dans laquelle le bassin phytoplancton peut se déverser lors des épisodes de fortes précipitations), une zone alluviale, une haie qui longe la zone et un filtre à sable (dernier élément avant que l'eau ne rejoigne le milieu naturel). Les zones « Libellule » peut poursuivre différents objectifs :

- un objectif d'infiltration des eaux de rejets, c'est à dire que la végétation doit permettre l'infiltration totale dans le sol de toute l'eau rejetée par la station d'épuration (la LDE a d'ailleurs vendu sa première zone « Libellule » à Mios (Gironde) avec un objectif de zéro rejet) ;
- un objectif de tamponnage hydraulique, c'est-à-dire que la zone « Libellule » doit servir d'interface entre les rejets de la station d'épuration et le milieu naturel, ce qui implique l'amélioration de la sécurité en cas d'accident et l'application d'un traitement tertiaire ;

- un objectif d'abattement des micropolluants car, même si pour l'instant la réglementation n'impose pas de norme de traitement des micropolluants, ce service écosystémique reste un argument commercial pour la LDE ;
- un objectif de production de biodiversité qui est moins clair mais qui s'explique par le fait qu'une telle zone représente un habitat propice pour de nombreuses espèces.



Figure 21 - Organisation de la zone « Libellule » (Source : Lyonnaise des Eaux)

### 3.1.2. Les mesures de compensation environnementale de Port 2000

Port 2000 est un projet de développement du Grand Port Maritime du Havre (GPMH) qui a vocation à garantir l'accès aux gros porte-conteneurs. À terme, le terminal représente 12 postes d'accueil répartis sur 4,2 km de quais Il permet d'augmenter la capacité d'accueil du port de 4 millions d'EVP<sup>31</sup>.

L'estuaire de la Seine est un site naturel exceptionnel comme en témoigne les différents statuts de protection en faveur du patrimoine écologique :

- Réserve Naturelle Nationale de 8 500 hectares gérée par la Maison de l'estuaire ;
- Site d'Intérêt Communautaire et Zone de Protection Spéciale Natura 2000 ;
- Parc Régional des boucles de la Seine qui s'étend entre Rouen et le Havre sur environ 80.000 hectares.

<sup>31</sup> EVP: Équivalent Vingt Pieds, il s'agit d'une unité de mesure de conteneur qui regroupe les conteneurs de 20 pieds (1 EVP) et ceux de 40 pieds (2 EVP).



Les mesures d'accompagnement et de compensation environnementale de l'aménagement Port 2000 désignent trois aménagements qui ont été effectués dans l'estuaire de la Seine, sur les départements de Seine Maritime, de l'Eure et du Calvados (Figure 22 ; Figure 23) :

- mise en place d'un îlot artificiel : créé pour accueillir les oiseaux marins, il s'agit d'un espace de 5 hectares d'un seul tenant à marée basse dont ne restent que trois petits îlots émergents à marée haute pour une superficie totale de 1,5 hectares ;
- mise en place d'un reposoir sur dune : sur un espace de 45 hectares, un bassin, soumis à l'influence de la marée, et de grandes zones à sec ont été créés pour les oiseaux marins de l'estuaire (espèces qui se nourrissent sur les vasières à marée basse) ;
- aménagement d'un méandre : au niveau du Pont de Normandie dans l'optique de réhabiliter les vasières de l'estuaire de la Seine sur une surface de 300 hectares.

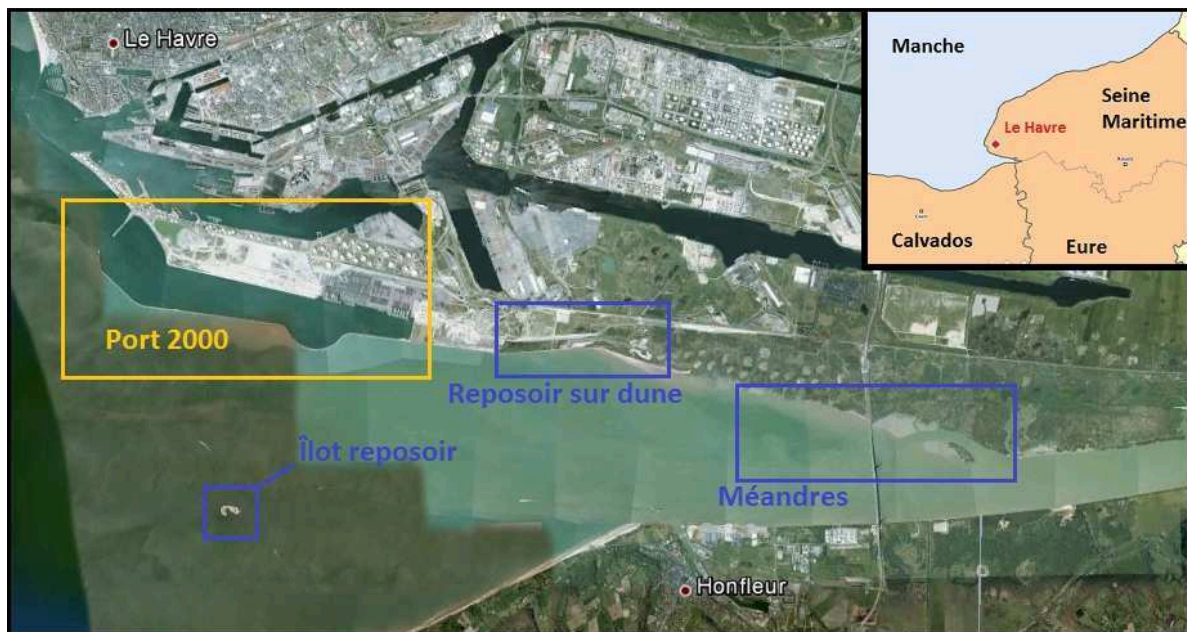


Figure 22 - Localisation du site de Port 2000 et des mesures environnementales qui ont accompagné le projet  
(Image: IGN GéoFla et Google Earth)

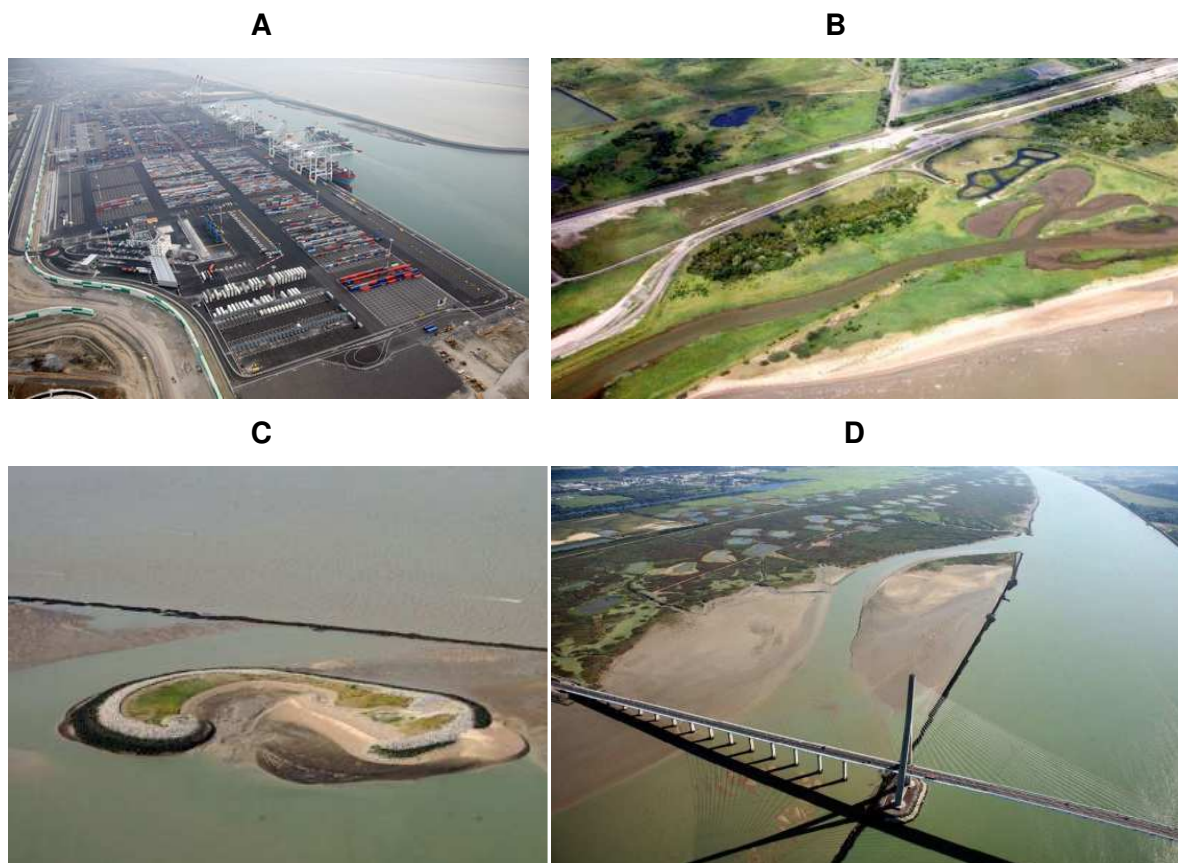


Figure 23 - (A): Port 2000 ; (B) Reservoir sur dune ; (C) îlot reservoir (D) Méandre (Images : GPMH)

### 3.1.3. La réhabilitation du marais de Kervigen pour atténuer les rejets de nitrates

Le marais de Kervigen est situé sur les communes de Ploéven et de Plomodiern, dans la baie de Douarnenez dans le Finistère sud (Figure 24). Il est constitué d'une zone humide littorale arrière-dunaire de 22 hectares traversée par la rivière Kerharo dont le bassin versant de 49 km<sup>2</sup> s'étend entre les communes de Plomodiern (30,5 km<sup>2</sup>), Ploéven (10.5 km<sup>2</sup>) et Cast (8 km<sup>2</sup>). Il appartient au territoire du Porzay, réputé pour son agriculture intensive - notamment la culture du maïs - et pour les élevages hors sol. Ces communes appartiennent à la Communauté de Communes de Châteaulin et du Porzay (CCPCP) qui avait jusqu'en 2012 compétence en matière de qualité de l'eau. Ces compétences ont été transférées à l'Établissement Public de gestion d'Aménagement de la Baie de Douarnenez (EPAB) qui a été créé pour coordonner le SAGE de la Baie de Douarnenez.

La baie de Douarnenez est l'un des 8 territoires retenus par le Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) Loire-Bretagne pour la mise en place d'un programme d'action ambitieux de lutte contre les algues vertes. En 1990, la baie avait été retenue par l'IFREMER pour un programme d'expérimentation visant à utiliser les zones humides pour le pompage des nitrates à

l'origine des problèmes d'eutrophisation dans le milieu marin. C'est dans cette optique que le marais de Kervigen a été initialement réhabilité.

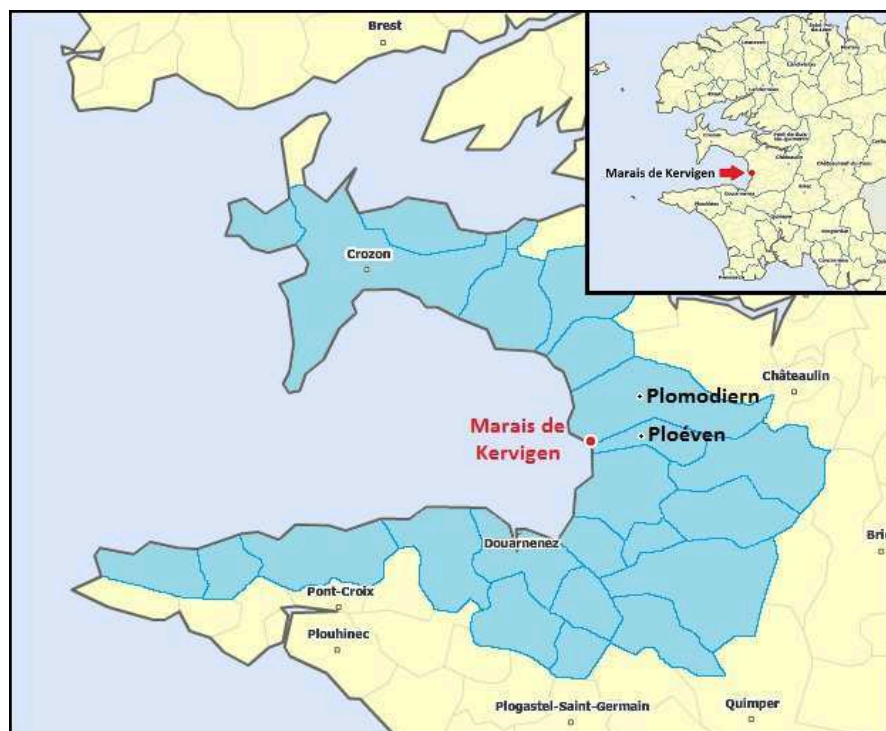


Figure 24 - Localisation du marais de Kervigen - en bleu les communes impliquées dans le SAGE de la baie de Douarnenez (Image : CG 29 - IGN GéoFla)

Le marais peut être grossièrement divisé en trois espaces qui se succèdent d'amont vers l'aval :

- des prairies humides qui constituent une zone de transition entre le marais littoral et les premières parcelles cultivées ;
- une zone boisée qui s'étend sur 3 à 4 hectares et qui est dominée par le saule cendré ;
- une roselière de 18 hectares qui est dominée par le roseau commun (*Phragmite Australis*).

Ce sont ces deux derniers espaces qui ont été acquis par le Conseil Général du Finistère et qui constituent le site du "marais de Kervigen". Cette acquisition s'est faite au titre des Espaces Naturels Sensibles qui permet aux départements d'acquérir des terrains, de les mettre en valeur, d'en assurer le suivi et la gestion. La gestion du site a immédiatement fait l'objet d'une convention entre le Conseil Général et la CCPCP afin d'assurer les performances du marais en matière d'épuration des nitrates.

Les travaux ont consisté principalement à la mise en place de deux systèmes de vanne, le premier situé en amont du marais permet de dévier une partie du cours d'eau dans le marais ; le second situé à l'exutoire du marais permet de régler le niveau d'eau dans le marais. On peut aussi



noter le besoin de renforcement du bourrelet de berge afin d'éviter le retour vers le ruisseau des eaux déviées et la réalisation de voies d'accès vers les deux ouvrages.

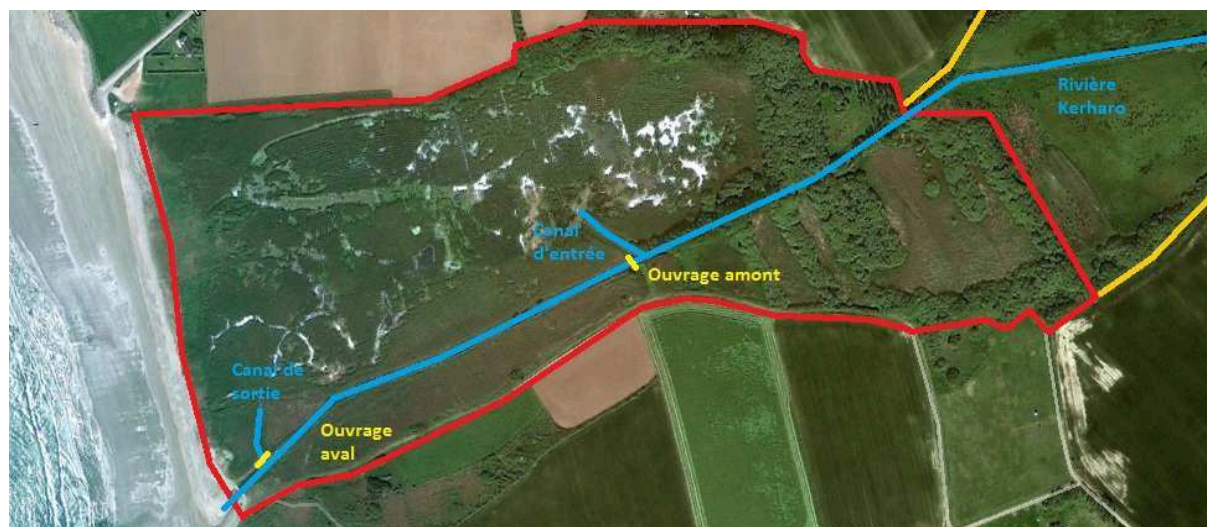


Figure 25 - Vue aérienne du marais de Kervigen (Image Google Earth)

Le marais de Kervigen dispose de désignations qui témoignent de son intérêt patrimonial :

- l'ensemble du marais est désigné comme ZNIEFF (Zone Naturelle d'Intérêt Écologique, Faunistique et Floristique) de type I, correspondant à un secteur de grand intérêt biologique et écologique ;
- le cordon littoral qui sépare la mer du marais est un site inscrit<sup>32</sup>, conséquence du caractère exceptionnel de son paysage justifiant une surveillance attentionnée des travaux qui y sont entrepris.

#### 3.1.4. La restauration du ruisseau des Vurpillères

Le ruisseau des Vurpillères est situé dans la Réserve Naturelle Nationale (RNN) du lac de Remoray, au sud de Pontarlier dans le département du Doubs. La RNN du lac de Remoray s'étend sur 427 hectares sur les communes de Labergement-Sainte-Marie et Remoray-Boujeons (Figure 26).

Le lac de Remoray est alimenté par un ensemble de petits ruisseaux qui traversent des tourbières et des bas marais. Ces ruisseaux ont tous fait l'objet de campagnes de rectifications qui se sont accompagnées d'un drainage des zones humides. Le projet de re-méandrage qui nous intéresse porte sur le ruisseau des Vurpillères situé au sud de la réserve. Le ruisseau des Vurpillères est un cours d'eau de 1,1 km de long dont le bassin versant est entièrement forestier. Il rejoint le ruisseau de la Drésine qui se jette dans le lac de Remoray dont le trop plein rejoint le Doubs plus en aval.

<sup>32</sup> La désignation site naturel inscrit ou site inscrit, et site naturel classé, est un label officiel français qui a pour objectif la conservation ou la préservation d'espaces naturels ou bâtis présentant un intérêt certain au regard des critères prévus par la loi (artistique, historique, scientifique, légendaire ou pittoresque). Les sites classés et inscrits bénéficient d'une protection réglementaire.



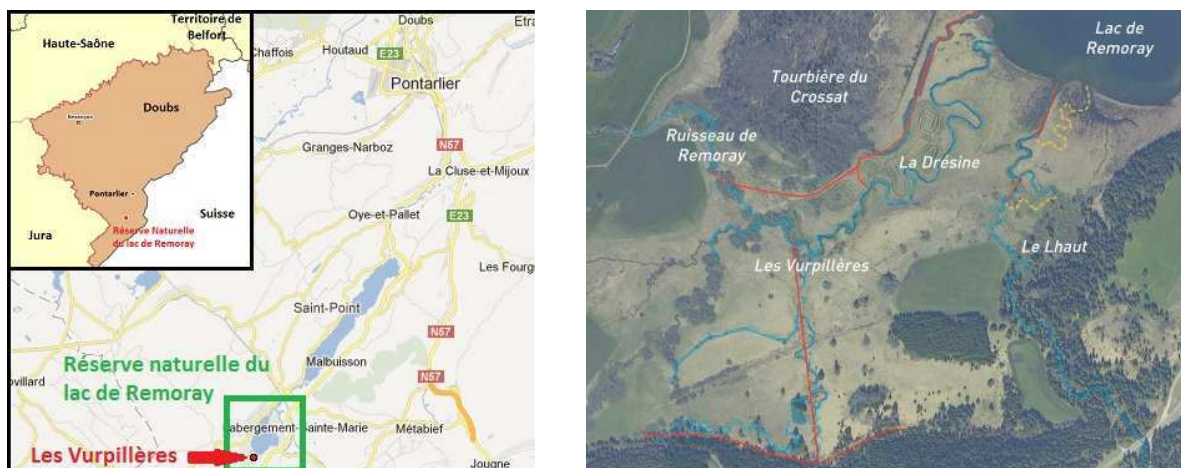


Figure 26 - A gauche: localisation du ruisseau des Vurpillères (Image : INSEE, IGN GéoFla). À droite vue aérienne des ruisseaux qui alimentent le lac de Remoray, en bleu le tracé actuel et en rouge le tracé avant restauration

En plus de son classement en Réserve Naturelle, le lac de Remoray et ses environs disposent de plusieurs classements en faveur du patrimoine naturel, témoignant de la richesse écologique du site :

- la réserve est intégrée à un site Natura 2000 dit "tourbières, lac de Remoray et zones environnantes" ;
- le périmètre de la Réserve correspond aussi à une Zone de Protection Spéciale soulignant son importance pour les oiseaux ;
- les tourbières et le lac de Remoray sont aussi classés comme ZNIEFF de type I ;
- une partie de la réserve est aussi une Réserve Biologique Dirigée de la forêt de la Grand'Côte, suite à un arrêté ministériel datant de 1977.

### ***3.2. Étude des mécanismes de coordination développés pour encadrer l'investissement dans les écosystèmes aquatiques***

#### **3.2.1. Identification des sources de coûts de transaction dans les projets**

La première étape de ce travail de terrain a été de poursuivre notre investigation des caractéristiques des transactions impliquant de l'investissement dans du capital naturel. Les écosystèmes aquatiques ont des caractéristiques particulières qui nécessitent des dispositifs de coordination spécifiques pour encadrer la production des services écosystémiques qu'ils fournissent.

Lors de ces études de terrain nous avons relevé les quatre caractéristiques des projets d'investissement qui sont susceptibles d'entraîner des coûts de transaction : la spécificité du capital naturel, la spécificité du capital humain, l'incertitude et la fréquence des transactions.

### Spécificité du capital naturel

Tout d'abord, nous nous sommes intéressés à la spécificité du capital naturel impliqué dans chaque projet. Le Tableau 12 présente les éléments de la spécificité du capital naturel qui s'expriment à différents niveaux. Tout d'abord, au niveau de la localisation des projets (la spécificité de site), les écosystèmes sont intégrés à des contextes paysagers qui impliquent des contraintes spécifiques pour les investissements. À large échelle, chaque projet est inscrit dans un contexte bio-géo-climatique qui lui est propre et, à l'échelle locale, chaque écosystème s'insère dans un paysage particulier où il interagit avec des écosystèmes et des activités humaines. Ensuite, au niveau des caractéristiques fonctionnelles et structurelles de l'écosystème (spécificité physique) qui vont influencer la quantité et la qualité des services écosystémiques produits. Enfin, chaque écosystème doit être considéré à la lumière des objectifs qui ont justifié l'investissement (actifs dédiés). Si ces objectifs devaient changer, il faudrait ajuster l'investissement ce qui entraînerait des coûts supplémentaires.

<b>Caractéristiques des transactions</b>	<b>Spécificité physique du capital naturel</b>	<b>Spécificité de site du capital naturel</b>	<b>Capital naturel dédié</b>
<b>Zone Libellule</b>	Sélection, ordre et dimensionnement des habitats.	Réception de l'eau rejetée par la STEP ; Situé dans le bassin versant de l'étang de l'Or ; Climat méditerranéen.	Investissement conçu pour maximiser certains services écosystémiques.
<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	Conception des mesures par rapport à des espèces précises.	Adéquation des mesures avec les dynamiques hydro-sédimentaires ; Situé dans l'estuaire de la Seine ; Climat océanique.	Investissement dédié à la compensation des impacts liés à Port 2000 sur l'estuaire de la Seine.
<b>Marais de Kervigen</b>	Déviation d'une partie de la rivière dans le marais de Kervigen.	Alimenté par une eau chargée en nitrates ; Situé sur la côte dans la baie de Douarnenez ; Climat océanique.	Investissement déployé pour optimiser les capacités de purification du marais.
<b>Ruisseau des Vurpillères</b>	Un ruisseau qui traverse des bas marais.	Bassin versant sans influence anthropique ; Situé dans une zone de montagne, dans une région karstique ; Climat continental.	Investissement déployé pour recouvrer un environnement naturel

Tableau 12 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à la spécificité du capital naturel impliqué

### Spécificité du capital humain

Dans un second temps, nous nous sommes intéressés à la spécificité du capital humain et à la spécificité de marque de ces investissements (Tableau 13). La spécificité du capital humain

correspond aux compétences et aux connaissances associées à un écosystème spécifique. En effet, la définition d'un état de référence à atteindre, la conception et la mise en place de l'investissement, le suivi et la gestion de l'écosystème (et les ajustements éventuels), nécessitent une expertise en ingénierie écologique et en sciences du vivant dont la précision varie avec l'investissement et l'objectif visé.

Ces connaissances et compétences spécifiques sont associées à la volonté des acteurs de développer leur réputation concernant leur capacité à intervenir sur des écosystèmes aquatiques pour répondre à des objectifs spécifiques (spécificité de marque). Les investissements dans la restauration d'écosystèmes aquatiques engagent la crédibilité et la réputation des partenaires sur le long terme. L'écosystème peut échapper au contrôle des partenaires et altérer leur réputation. Cette situation se développe d'autant plus que le projet a poursuivi des objectifs spécifiques très éloignés de l'évolution naturelle de l'écosystème.

<b>Caractéristiques des transactions</b>	<b>Spécificité du capital humain</b>	<b>Spécificité de marque</b>
<b>Zone Libellule</b>	Études préliminaires de la qualité du sol, dimensionnement des habitats, conduite des travaux, suivi du fonctionnement et gestion (curage des bassins, faucardage, gestion des évènements extraordinaires).	Réputation des acteurs impliqués dans le projet : suivi et performances.
<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	Connaissances des espèces ciblées, modélisation hydro-sédimentaire, conception du projet, conduite des travaux, suivi et gestion.	Crédibilité des agents au regard de la gestion environnementale de l'estuaire.
<b>Marais de Kervigen</b>	Connaissances des capacités de purification des marais, conduite des travaux, suivi et gestion (ajustement des niveaux d'eau, fauche des roseaux et curage).	Lancement par le <i>leader</i> du projet d'un programme de restauration construit sur cette expérience.
<b>Ruisseau des Vurpillères</b>	Connaissances du milieu pour la conception et la conduite des travaux.	Réputation des acteurs impliqués dans projet pour la promotion des actions de restauration.

**Tableau 13 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à la spécificité du capital humain impliqué**

#### Incertitude entourant les projets

Nous nous sommes aussi intéressés à l'incertitude qui entoure les projets d'investissements dans les écosystèmes aquatiques. Comme le montre le Tableau 14, nous avons étudié l'incertitude comportementale et l'incertitude externe liée à l'environnement ou au contexte institutionnel. Les coûts de transaction liés à la gestion des risques d'opportunisme des partenaires d'un projet sont fonction du nombre d'acteurs impliqués et de l'adéquation de leurs contraintes et objectifs personnels par rapport au projet. Les états futurs de la nature (environnement ou cadre

institutionnel) peuvent évoluer dans un sens imprévu qui imposerait des mesures de gestion ou d'ajustement pour maintenir un niveau fixé de services écosystémiques.

<b>Caractéristiques des transactions</b>	<b>Incertitude interne (comportementale)</b>	<b>Incertitude externe (environnementale)</b>	<b>Incertitude externe (institutionnelle)</b>
<b>Zone Libellule</b>	Utilisation des résultats du suivi à l'encontre de l'intérêt d'un partenaire ; Contraintes économiques pour le financement à long-terme.	Dysfonctionnement de l'écosystème ; Problèmes liés aux micropolluants.	Changement de législation sur les ZRV ou sur les micropolluants ; Propriété du foncier à la municipalité.
<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	Sous-estimation ou surestimation des mesures par rapport à la « juste » compensation ; Perception des mesures par les autres usagers de l'estuaire.	Dysfonctionnement de l'écosystème qui ne jouerait plus son rôle ; Perturbation des dynamiques hydro-sédimentaires de l'estuaire.	Renforcement du litige lié à la zone Natura 2000 ; Changement de statut de la Réserve Naturelle ; Conflits avec les autres usagers.
<b>Marais de Kervigen</b>	Perception de l'investissement par les autres usagers de la rivière (agriculteurs).	Dysfonctionnement du marais ; Fermeture des canaux d'entrée et sortie.	Transfert de compétences entre différents niveaux administratifs ; Plan « Algues Vertes » ; Évolution de la convention de gestion accordée par le propriétaire du site.
<b>Ruisseau des Vurpillères</b>	Partage de valeurs communes pour la protection de la biodiversité.	Dysfonctionnement de l'action de restauration.	Gestion du terrain garantie par les statuts de la Réserve Naturelle.

**Tableau 14 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à l'incertitude entourant les projets**

#### La fréquence des transactions

L'investissement dans des écosystèmes aquatiques engage les partenaires dans des relations qui peuvent aller au-delà de la durée des projets et qui met en jeu leur crédibilité. Une augmentation de la fréquence des interactions entre les partenaires diminue les coûts de transaction. A titre d'exemple les échanges répétés permettent le développement d'un langage commun entre les acteurs et la création de relations de confiance (Tableau 15).

<b>Caractéristiques des transactions</b>	<b>Fréquence</b>

<b>Zone Libellule</b>	Encadrement du suivi par un comité de pilotage qui se réunit régulièrement pour améliorer la coordination entre les acteurs ; Volonté du porteur de projet de renouveler le projet dans le cadre de marché de ZRV ou de mesures compensatoires.
<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	Les parties prenantes se réunissent dans des comités de pilotage pour encadrer la gestion de l'estuaire; Renouvellement des négociations dans les futurs projets de développement portuaire.
<b>Marais de Kervigen</b>	Renouvellement potentiel des projets dans une campagne de restauration à large échelle, notamment dans le cadre de la Directive Nitrate et du plan d'action du SAGE de la baie de Douarnenez.
<b>Ruisseau des Vurpillères</b>	Coopération fréquente entre les acteurs impliqués sur le projet.

Tableau 15 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à la fréquence des interactions entre les acteurs d'un projet.

### 3.2.2. Le choix de modes d'organisation hybrides pour faire face à ces coûts de transaction

À travers ces sites d'étude, nous avons pu observer l'ensemble des caractéristiques des formes hybrides que nous avons résumé dans le Tableau 16, c'est à dire le groupement de ressources, l'existence de relations contractuelles et la manifestation de la concurrence (Ménard, 2004).

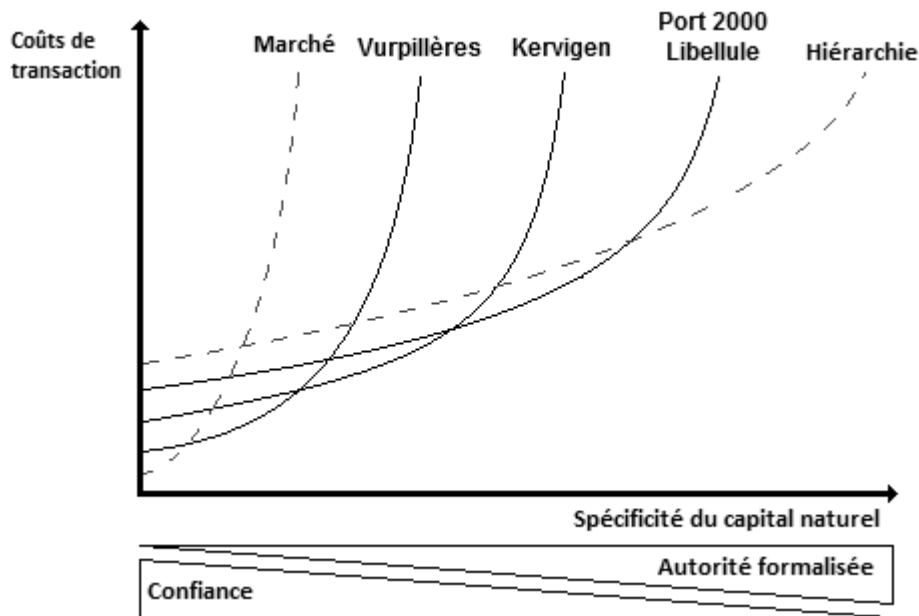
Comme nous l'avons vu, les projets impliquent des investissements fortement spécifiques qui lient les partenaires dans des relations durables et qui impliquent des dispositifs de coordination particuliers pour faire face à l'incertitude. Aussi dans chaque projet on observe l'existence d'un « ordre privé » (Ménard, 2004), une autorité plus ou moins centralisée et plus ou moins formalisée qui encadre l'adaptation de la transaction aux grés des changements liés à l'investissement ou au contexte. D'après la théorie, quand la transaction repose sur des investissements fortement spécifiques, cet ordre privé est généralement formalisé, proche de l'intégration et repose sur un pilotage où l'autorité joue un rôle déterminant. Au contraire, quand la transaction s'appuie sur des investissements faiblement spécifiques, l'autorité est moins formalisée et la coordination repose plus sur la confiance, les valeurs communes et la réciprocité.

<b>Mécanismes de coordination</b>	<b>Groupement de ressources</b>	<b>Relations contractuelles</b>	<b>Concurrence</b>
-----------------------------------	---------------------------------	---------------------------------	--------------------

<b>Zone Libellule</b>	Le terrain mis à disposition par la municipalité ; Travaux : 100% LDE Suivi : 50% LDE, 25% Agence de l'eau RMC, 25% Conseil Général de l'Hérault.	Contrats de confidentialité entre les membres du comité de pilotage.	Avec les autres projets de ZRV ; Opposition entre les intérêts des scientifiques du comité de pilotage et ceux des investisseurs.
<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	Le terrain appartient au GPMH ; Financement des travaux et du suivi : Europe (10%), Conseil Régional (22%), Conseil Général (22%) État et port (46%).	Contrats de projets publics entre le port et les compagnies de travaux.	Concurrence internationale entre ports qui motive le développement du GPMH ; Stratégies divergentes entre les acteurs de l'estuaire : développement économique vs conservation de la biodiversité.
<b>Marais de Kervigen</b>	Le terrain mis à disposition par le Conseil Général ; Financement : 25% CCPCP, 20% Conseil Général du Finistère, 20% Agence de l'eau BPL, 35% Municipalités.	Convention de gestion du site entre le Conseil Général (Espaces Naturels Sensibles) et la CCPCP.	Concurrence potentielle avec d'autres usages du site (notamment avec les agriculteurs). Concurrence entre les entreprises de traitement de l'eau et les entreprises de génie écologique pour traitement du nitrate.
<b>Ruisseau des Vurpillères</b>	Le terrain appartient à des propriétaires privés, mais le statut de la RN les prive de leur usage ; Financement des travaux et du suivi : Europe (43%), État (20%), Réserve Naturelle (19%), Association locale de pêche (9%), ONEMA (9%).	Autorisations de travaux écrites accordées par les propriétaires des parcelles concernées par les travaux.	Pas de concurrence.

Tableau 16 - Mécanismes de coordination caractéristiques des formes d'organisation hybrides dans les sites étudiés

Nous avons pu observer l'expression d'un tel dispositif de pilotage dans chacun de nos projets. La Figure 27 propose une classification de nos projets en fonction d'un double gradient lié à l'expression de la confiance ou d'une autorité formalisée.



**Figure 27 - Typologie des formes hybrides étudiées par rapport à la spécificité du capital naturel et aux mécanismes de coordination impliqués dans le pilotage des transactions**

Les formes hybrides sont caractérisées par des dispositifs de coordination qui présentent des avantages pour encadrer l'investissement dans des écosystèmes aquatiques. En effet, les formes hybrides donnent suffisamment de flexibilité à la transaction pour faire face à la forte incertitude tout en fournissant des signaux suffisamment forts pour encadrer le pilotage d'actifs fortement spécifiques.

De plus, il apparaît que les caractéristiques des transactions et les problèmes organisationnels qu'ils créent sont indissociables des objectifs poursuivis par les projets. Le coût des projets varie avec :

- les objectifs selon que ces derniers sont uniques ou multiples ;
- évalués sur la base des résultats ou des moyens déployés ;
- éloignés ou proches des dynamiques naturelles des écosystèmes.

Dans ce sens, il est important de se poser la question de la définition des objectifs et de ses conséquences sur la conception des investissements. C'est pourquoi, nous nous sommes intéressés à l'utilisation d'un outil de calcul de l'efficacité écologique des investissements dans le capital naturel, l'*Habitat Equivalency Analysis*, utilisé pour dimensionner les projets d'investissements dans des écosystèmes aquatiques dans le cadre de la compensation des impacts accidentels aux États-Unis.

### 3.3. La méthode de l'Habitat Equivalency Analysis un outil d'équivalence pour la compensation des impacts accidentels

La compensation des impacts accidentels aux États-Unis est encadrée par la procédure du *Natural Resource Damage Assessment* (NRDA). Cette procédure est apparue en 1986 lors de la ratification du *Superfund Act*<sup>33</sup>. À travers cette procédure, les responsables d'une pollution accidentelle sont identifiés et ces derniers sont tenus de verser une compensation monétaire qui doit servir à restaurer et compenser les dommages subis par les ressources naturelles. La Figure 28 présente les pertes de services écosystémiques associées à un dommage accidentel. Le responsable du dommage investit dans un travail de restauration primaire correspondant aux mesures d'urgence mises en place juste après l'impact pour accélérer la restauration des capacités de production de services écologiques par l'écosystème endommagé (la surface B représente les services écosystémiques qui auraient été perdus sans restauration primaire). Cependant il reste des pertes temporaires liées au dommage qui correspondent aux services écosystémiques perdus entre le moment de l'impact et le moment où l'écosystème est retourné à son état de référence (la surface A). La procédure NRDA implique qu'il y ait une compensation de ces pertes temporaires, obligeant le responsable à investir dans la restauration compensatoire.

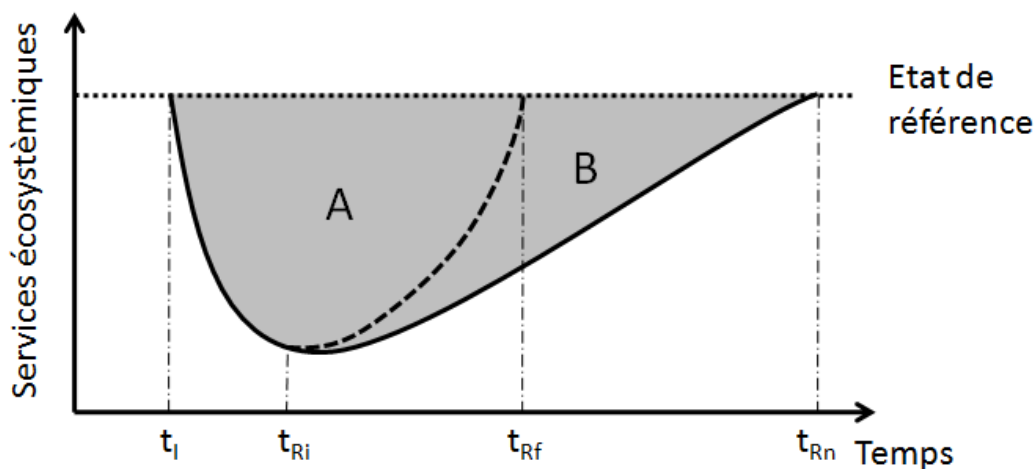


Figure 28 - Représentation des impacts temporaires à compenser dans le cadre d'un dommage accidentel.  $t_i$  : impact,  $t_{Ri}$  : début de la restauration primaire,  $t_{Rf}$  : retour à l'état de référence après la restauration primaire,  $t_{Rn}$  : retour à l'état de référence par régénération naturelle.

La définition de l'équivalence entre pertes temporaires et gains liés à la compensation a évolué au cours du temps (Levrel, 2012 ; Tableau 17). Initialement, la NRDA reposait sur une évaluation monétaire des pertes et de la compensation (approche valeur-valeur) (Mazzotta et al., 1994). Par exemple, en 1989, en compensation de l'accident de l'*Exxon Valdez*, Exxon a été condamné à payer

<sup>33</sup> Surnom donné au *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act* (CERCLA).



900 millions de dollars, aux parties représentant la collectivité (*trustees* : l'État d'Alaska et quelques agences fédérales).

À la suite de la création de l'*Oil Pollution Act* en 1990, la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) évolua vers un nouveau principe : l'équivalence « valeur-coûts » qui implique que la valeur des pertes intermédiaires serve à déterminer le coût des mesures de restauration compensatoires à mettre en place (Jones et Pease, 1997 ; Roach et Wade, 2006). Le *trustee* récupère l'argent de la part du responsable et l'investit intégralement dans des actions de restauration écologique. Aujourd'hui la NRDA préfère une approche en termes biophysiques : « service-service » ou « ressource-ressource ». On évalue la valeur des pertes temporaires sur la base du coût des mesures compensatoires ou sur la base d'une méthode de coûts de remplacement (Roach et Wade, 2006). Les bénéfices associés aux mesures compensatoires sont eux-mêmes évalués à partir de leurs bénéfices écologiques, évalués à l'aide d'indicateurs biophysiques reflétant le niveau de services écosystémiques fournis par les habitats naturels (Zafonte et Hampton, 2007).

Approches en termes d'équivalences biophysiques		Approches en termes d'équivalence en valeurs	
Compensation des dommages environnementaux en nature (de même type et de même qualité).		Compensation des dommages environnementaux par des services de types et de qualité comparables	
« service-service »	Unités physiques : égalisation des pertes et gains de services écosystémiques entre le site endommagé et le site de compensation.	« valeur-valeur »	Unité de valeur monétaire (ou en unité de service ou de ressource) : égalisation des pertes de bien-être dues au dommage et des gains de bien-être issus du projet de compensation.
« ressource-ressource »	Unités physiques : égalisation des pertes et gains de services écosystémiques entre le site endommagé et le site de compensation.	« valeur-coûts »	Unité de valeur monétaire : égalisation du coût du projet à la valeur des pertes de bien-être.

Tableau 17 - Les différentes formes d'équivalence pour les mesures compensatoires associées aux dommages environnementaux accidentels. (Vaissière, 2011)

L'outil HEA, qui permet de calculer les quantités de SE détruits par le dommage ou gagnés par les actions de restauration va faciliter le dimensionnement des actions à entreprendre pour compenser les pertes subies par le public. Si le projet de compensation est trop petit, le public ne sera pas indemnisé à la hauteur des services qu'il a perdus, et à l'inverse, si le projet est trop grand, alors le

pollueur supportera un coût plus grand que l'impact qu'il a provoqué. Les gains de services associés à l'investissement sur le site de compensation sont représentés par l'aire C dans la Figure 29. L'objectif du *no-net-loss* est alors d'égaliser l'aire A de la Figure 28 avec l'aire C de la Figure 29.

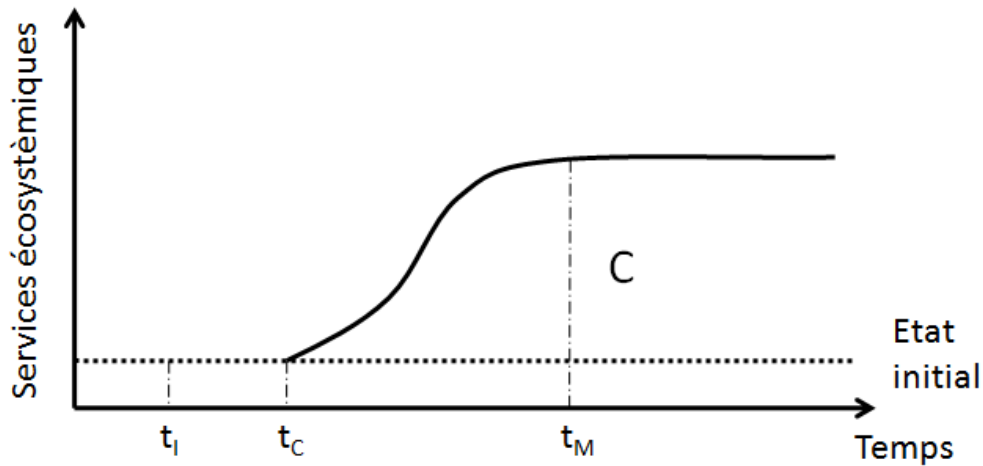


Figure 29 - Représentation des gains associés au projet de compensation.  $t_i$  : impact,  $t_c$  : mise en place de la compensation,  $t_M$  : maturité du projet de restauration compensatoire

En 1997, la NOAA publie un document décrivant les étapes du processus NRDA en incluant une partie sur la méthode HEA<sup>34</sup> (NOAA 1997). Le fonctionnement de la méthode repose sur quatre étapes (Dunford et al., 2004 ; Roach et Wade, 2006 ; Thur, 2007) :

- évaluation de la quantité actualisée de services perdus à cause du dommage ;
- évaluation de la quantité actualisée de services gagnés grâce au projet de restauration compensatoire ;
- calcul de la taille du projet de restauration compensatoire requis pour égaliser les pertes et les gains ;
- calcul du coût du projet de compensation.

Le fonctionnement de la méthode HEA peut-être décrit à partir de l'équation (1) (Dunford et al., 2004):

$$V_I A_I I_t (1+r)^{-T_I} = V_R A_R R_t (1+r)^{-T_R} \quad (1)$$

Où :

<sup>34</sup> En 2002, la méthode HEA basée sur l'habitat a évolué en REA (pour *Resource Equivalency Analysis*) lorsqu'il prend en compte l'habitat et la faune sauvage, sa définition s'est alors élargie et il est devenu la méthode de référence aux États-Unis pour le dimensionnement des actions de restauration compensatoire dans le cadre de pollutions accidentelles (Zafonte et Hampton 2007).

$V_I$  est la valeur des services écosystémiques sur le site impacté et  $V_R$  la valeur des services écosystémiques sur le site de compensation.

$A_I$  est la surface impactée et  $A_R$  la surface de restauration.

$I_t$  est l'intensité du dommage et  $R_t$  l'intensité de la restauration. Ils varient en fonction du temps et cette variation est appelée fonction de recouvrement sur le site d'impact et fonction de maturité sur le site de compensation.

$r$  est le taux d'actualisation.

$T_I$  est l'échelle de temps de l'impact et  $T_R$  l'échelle de temps de la compensation.

La méthode HEA calcule sur chaque site, la quantité de services actualisés produits par unité de surface et par an (DSAYs<sup>35</sup>). Cette unité est difficile à considérer en valeur absolue. En effet la quantité de DSAYs perdus est comparée avec la quantité de DSAYs gagnés et sert à dimensionner l'action de compensation de façon à respecter l'équivalence écologique, comme le montre l'équation (2).

$$A_R = \frac{V_I}{V_R} \times \frac{A_I I_t (1+r)^{-T_I}}{R_t (1+r)^{-T_R}} \quad (2)$$

L'application de la méthode HEA se fait au sein d'un cadre institutionnel précis, celui des procédures d'évaluation et de restauration des impacts accidentels ou autorisés<sup>36</sup>. Son fonctionnement repose sur un certain nombre d'hypothèses sur la valeur des services, sur la prise en compte du temps, sur l'utilisation d'indicateurs et de métriques, et sur la prise en compte de l'incertitude. Le succès de cette méthode n'est pas fondé prioritairement sur sa précision scientifique, mais plutôt sur sa capacité à améliorer les discussions entre les parties dans un cadre institutionnel précis, ce qui en fait un outil puissant pour évaluer les actions d'investissement dans les écosystèmes aquatiques.

### ***3.4. Utilisation de la méthode HEA pour intégrer les caractéristiques des transactions dans l'évaluation des projets de restauration en perspective de leur objectif institutionnel***

Les projets d'investissements dans des écosystèmes aquatiques peuvent être définis à partir des objectifs qu'ils poursuivent. Ces objectifs sont liés à des cadres institutionnels particuliers qui fixent des standards minimums de qualité généralement exprimés en termes écologiques. Pour le décideur,

---

<sup>35</sup> *Discounted Services Acre Year*

<sup>36</sup> Il est important de noter que si la naissance de la méthode HEA s'est déroulée dans un contexte de compensation de pollutions accidentelles, elle n'est pas utilisée uniquement dans ce cas, mais aussi dans des cas de procédures d'étude d'impact (Julius et al. 1995).

il s'agit souvent de choisir entre différentes alternatives : celle qui aura le meilleur rapport coûts-efficacité ou coûts-bénéfices (envisagés ici en termes écologiques). Dans ce contexte, l'évaluation économique des projets doit faire le lien entre les caractéristiques de l'investissement dans un écosystème aquatique et sa valeur « institutionnellement située ».

Nous avons choisi d'utiliser la méthode HEA pour évaluer les investissements dans la restauration des écosystèmes aquatiques car elle offre plusieurs avantages :

- elle permet une évaluation des bénéfices en services écosystémiques d'un projet à partir des caractéristiques biophysiques de l'écosystème ;
- elle permet la prise en compte du temps grâce à l'application d'un taux d'actualisation ;
- elle permet d'évaluer un projet en perspective d'un objectif institutionnel précis, lui aussi exprimé en termes biophysiques.

Afin d'étendre l'usage de la méthode HEA, il convient d'adapter la méthode à la diversité des contextes institutionnels dans lesquels s'inscrivent les projets de restauration que nous avons analysés (Tableau 18).

	<b>HEA pour la compensation</b>	<b>Transposition pour un usage plus large</b>
<b>Contexte institutionnel</b>	Dimensionnement des projets de compensation pour des impacts accidentels.	Multiple (DCE, DCSMM, actions positives, compensation, etc.).
<b>Acteur responsable de la restauration</b>	La partie responsable de l'impact.	Multiple (investisseur privé, acteur public, ONG, etc.).
<b>Valeur des services</b>	Utilisation possible de ratio pour encadrer les options de compensation.	Utilisation possible de ratio pour encadrer les options d'investissement.
<b>Choix de la métrique</b>	Dépend de la nature de l'impact.	Dépend de la nature de l'objectif pour l'investissement.
<b>Niveau de référence pour la mesure</b>	Niveau initial de service sur le site impacté.	Niveau de référence de services à produire.
<b>Référentiel temporel</b>	Instant de l'impact.	Instant de l'initiation de la planification de l'investissement.

**Tableau 18 - Calibrage de la méthode HEA pour l'extension de son utilisation**

Le Tableau 19 présente les résultats de l'application de la méthode HEA sur chacun de nos sites d'étude. Dans chaque cas, il nous a fallu sélectionner les hypothèses les plus adéquates avec l'objectif à travers lequel l'investissement était valorisé.

Le résultat de l'application de la méthode HEA est exprimé en DSAYs, une unité qu'il est impossible d'analyser en valeur absolue. Cependant, elle offre un outil d'analyse intéressant quand elle est mise en perspective d'une autre quantité de DSAYs. Ainsi pour chaque projet, nous avons

valorisé l'investissement en étudiant la quantité de DSAYs produits à la lumière d'une quantité de DSAYs de référence :

- Dans le cadre de la zone « Libellule », nous avons calculé la quantité de DSAYs produits selon les différents marchés dans lesquels la vente des services produits pourrait avoir une place (ex : marché de la compensation, marché des ZRV, etc.). La quantité de DSAYs pourrait être comparée aux critères de qualité, convertis en DSAYs, utilisés sur ces marchés. Dans ce sens, on voit que la quantité de DSAYs produit dépend fortement de l'objectif visé et du proxy choisi. Ce résultat illustre que les estimations obtenues à partir de la méthode HEA n'ont pas vocation à être considérées en valeur absolue mais en valeur relative.
- Pour ce qui est des mesures compensatoires de Port 2000, nous avons utilisé l'abondance de limicoles présents sur l'estuaire. L'application de la méthode HEA nous permet de montrer que pour compenser les pertes temporelles liées à l'impact de Port 2000 sur les limicoles, il aurait fallu construire 16,4 ha supplémentaires de reposoirs. De plus grâce à la méthode des coûts de remplacement, nous pouvons évaluer ces pertes à 3,3 millions d'euros.
- Nous avons aussi appliqué la méthode HEA à la réhabilitation du marais de Kervigen afin d'évaluer ses performances vis-à-vis de l'abattement de nitrate. Le Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE) de la Baie de Douarnenez a lancé un programme de lutte contre les algues vertes qui inclue un volet réhabilitation des zones humides. Ce programme peut être converti en DSAYs et fournir un objectif institutionnel à partir duquel évaluer le marais de Kervigen. Aussi, en jouant sur les scénarios, nous pouvons déterminer la surface de restauration nécessaire pour atteindre l'objectif d'abattement de 50 tonnes de nitrates par an. L'application de la méthode HEA nous permet de déterminer qu'il faut restaurer 234 hectares en une fois pour atteindre l'objectif en 2012, alors que si on cherche à atteindre l'objectif en 2020, il faut restaurer 33 ha par an, soit un total de 294 hectares.
- Dans le cadre du ruisseau des Vurpillères, nous avons appliqué la méthode HEA en utilisant la richesse spécifique d'invertébrés dans le ruisseau (plécoptères, trichoptères et éphéméroptères). Les résultats permettent d'évaluer le coût de la dégradation des écosystèmes puisque cette dégradation fait apparaître des pertes temporelles qui auraient impliqué un projet 4,5 fois plus important.

	Zone Libellule	Mesures environnementales de Port 2000		Marais de Kervigen	Ruisseau des Vurpillères
		Réhabilitation des vasières	Reposoirs		
<b>Objectif de valorisation</b>	Dépendant du marché ciblé.	Création de 100 ha de vasières.	Compensation des impacts de Port 2000 sur les limicoles de l'estuaire.	Réduction de 50 t. de nitrate rejeté par an par la restauration de marais.	Restauration écologique du site à son état initial.
<b>Proxy</b>	Ex1: oxygène dissous. Ex2 : couverture d'hydrophyte.	Surface de vasière.	Abondance de limicoles sur l'estuaire.	Quantité de nitrate piégé par le marais.	Richesse spécifique d'invertébrés.
<b>Niveau initial</b>	Niveau de la métrique avant les travaux.	Pas de vasière.	Nombre de limicoles avant l'impact.	Nitrate piégé sans le marais	Nombre d'espèces avant la restauration.
<b>Intensité de la restauration</b>	Évolution de la métrique dans le temps.	Surface de vasières observée en 2008 et 2012, hypothèse d'une croissance linéaire entre ces observations.	Variation du nombre d'oiseaux à partir de 2005, retour au niveau de référence en 2010.	Performance d'épuration associée à la dernière mesure en 2008.	Nombre d'espèces observées en 1993, 1998, 2002 et 2007, hypothèse d'une croissance linéaire entre ces observations.
<b>Hypothèse sur le niveau final</b>	La gestion permet de maintenir le niveau de services de 2011.	Le site est stabilisé au niveau de 2012.	Retour au niveau de référence en 2010.	La gestion permet de maintenir le niveau de services de 2008.	Retour au niveau initial en 2007.
<b>État de référence</b>	Ex1 : Oxygène dissous dans l'étang de l'Or. Ex2 : Couverture de 100% de la surface disponible.	Objectif visé de création de vasière (100 ha).	Nombre de limicoles dans l'estuaire en 1997.	Objectif visé de réduction des nitrates (50 tonnes par an).	Richesse spécifique en 2007.
<b>Date de référence</b>	Début des travaux (2007).	Début des travaux (2005).	Début de l'impact (1997).	Début du projet (2010).	Début du projet (1997).
<b>DSAYS</b>	Ex1 : 1,26 ; Ex2 : 9,57	9,12	0,131	0,079	5,79

Tableau 19 - Synthèse de l'application de la méthode HEA pour l'évaluation d'actions de restauration des écosystèmes aquatiques

L'utilisation de la méthode HEA est donc adaptée à l'évaluation des investissements dans du capital naturel, d'autant plus qu'elle permet d'effectuer cette évaluation dans le sens de l'objectif du projet. Cette évaluation a donc une entrée opérationnelle immédiate. Elle peut notamment aider les décideurs à effectuer des arbitrages entre des projets de restauration sur la base d'analyses coûts-efficacité ou coûts-bénéfices. Comme le montre le Tableau 20, l'arbitrage entre différents investissements, à budget constant et sans considération de localisation, de type d'écosystème ou de cadre institutionnel, devrait conduire à préférer des projets tels que la restauration du ruisseau des Vurpillères. Ce résultat oppose particulièrement les repositoires de Port 2000 et la zone « Libellule » au ruisseau des Vurpillères. Les deux premiers sont des actions de création qui ont des coûts très élevés du fait de la conception du projet, des travaux et du suivi, alors que le ruisseau des Vurpillères est un projet de restauration qui a impliqué une faible intervention et un suivi intégré dans le plan de gestion de la Réserve Naturelle du lac de Remoray.

		Objectif	Coût du projet (EUR/ha)	DSAYs	Ratio Coût/Bénéfices écologiques (10 <sup>3</sup> )
<b>Zone Libellule</b>		Marché de ZRV	1.338.000	1,26	1062
		Compensation des impacts sur la biodiversité	1.338.000	6,44	207
<b>Mesures environnementales de Port 2000</b>	<b>Réhabilitation des vasières</b>	Production de vasières	77.000	7,589	10
	<b>Repositoires</b>	Compensation des impacts sur les limicoles	213.000	0,21	1014
<b>Marais de Kervigen</b>		Réduction des nitrates	13.600	0,0495	275
<b>Ruisseau des Vurpillères</b>		Restauration	10.600 <sup>b</sup>	10,38	1

**Tableau 20 - Comparaison des coûts et des bénéfices des projets** (<sup>b</sup> La restauration a été appliquée sur 1 100 mètres de rivière, le niveau piezométrique a été amélioré sur les berges à une distance comprise entre 10 et 20 mètres de chaque côté de la rivière. Nous retenons une largeur de 15 mètres de chaque côté pour calculer la surface impactée par le projet de restauration).

## Chapitre 3 - Discussion et Perspectives

Afin d'introduire notre propos, nous nous sommes placé dans le contexte de l'objectif n° 15 du Plan stratégique pour la biodiversité adopté par la CDB à la suite du sommet pour la biodiversité organisé à Nagoya en 2010. Ce dernier vise la restauration de 15% des écosystèmes dégradés d'ici 2020. Cet objectif international a été repris en France et en Europe.

C'est dans ce contexte que nous nous sommes interrogés sur les contraintes économiques à prendre en compte pour augmenter l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques. Nous avons ainsi identifié trois types de contraintes : des contraintes liées aux coûts des projets ; des contraintes liées à l'organisation des acteurs ; des contraintes liées à l'environnement institutionnel.

### ***1. Les contraintes de coûts***

Dans cette section nous reviendrons sur l'ensemble de nos résultats qui ont contribué à améliorer les connaissances sur les coûts des projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques. Dans un premier temps nous décrirons les paramètres qui peuvent expliquer la variabilité des coûts de production des projets de restauration. Ensuite nous aborderons la question des coûts de transaction et leur source. Enfin nous mettrons en regard les coûts de production et les coûts de transaction associés aux projets de restauration.

#### ***1.1. La variabilité des coûts des projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques***

Nous avons trouvé peu de publications qui cherchaient à faire un état des lieux sur les coûts des projets de restauration des écosystèmes aquatiques (Bernhardt et al., 2005 ; Neßhöver et al., 2009 ; Aronson et al., 2010). Par ailleurs, ces publications ne s'intéressaient pas à l'étude des facteurs qui permettent d'expliquer la variabilité de ces coûts. Dans l'optique de compléter ce manque nous avons réalisé une analyse bibliographique et étudié les coûts de 209 projets de restauration d'écosystèmes aquatiques.

Cette analyse nous a permis de proposer une fonction de coût qui avait déjà commencé à être décrite par Aronson et collaborateurs (2007, p.8). Ces auteurs soulignaient que les coûts de la restauration du capital naturel sont une fonction croissante de leur emprise spatiale, de l'intensité du dommage environnemental et de la complexité de l'écosystème ou du socio-écosystème ciblé (George et al., 1992 ; Aronson et al., 1993 ; Milton et al., 1994). Cependant, ils parlent du coût total



des projets, alors que dans notre étude nous nous sommes intéressés au coût par unité de surface. Nos résultats permettent d'aller plus dans le détail de cette fonction de coûts.

**Coût de restauration / unité de surface = f (Type d'écosystème (?), Contexte institutionnel (?),  
Degré de perturbation (+), Ampleur des travaux (+), Climat (+), Taille (-))**

Nos résultats ont montré que certaines caractéristiques des projets étaient à l'origine de la variabilité des coûts de restauration. On peut en différencier deux types :

- Le type d'écosystème et le contexte institutionnel des projets, qui constituent des attributs discrets de cette fonction. Ces éléments définissent les projets, aussi ils pèsent sur les coûts de restauration mais nous ne pouvons pas anticiper comment. Chaque projet de restauration est défini en fonction du type d'écosystème ciblé qui conditionne les services écosystémiques qui peuvent être produits et en fonction du contexte institutionnel qui fixe les objectifs et pose des contraintes.
- Le degré de perturbation, l'ampleur des travaux, le climat et la taille des projets, qui constituent des attributs continus de cette fonction. Les trois premiers augmentent le coût des projets. Le fait que nous considérons les coûts marginaux nous permet de mettre en évidence des économies d'échelles : plus les projets sont grands, plus le coût d'un hectare supplémentaire est faible.

Ces résultats sont intéressants, cependant nous ne pouvons pour le moment pas en proposer d'analyse économétrique. Il faudrait pour cela disposer de données supplémentaires afin d'affiner encore ce travail. Par exemple, le fait que la restauration des estuaires et des milieux côtiers soit plus coûteuse que la restauration des rivières peut être lié au prix du foncier plutôt qu'à des considérations écologiques.

L'information sur les coûts de restauration est importante à plusieurs égards :

- elle peut être intégrée dans la comptabilité nationale, comme indicateur du coût de maintien du capital naturel et fournir ainsi une information pour la mise en œuvre des politiques environnementales (Bartelmus, 2009 ; Levrel et al., *in press*) ;
- elle peut être intégrée dans le calcul de la « valeur économique totale », dans le sens où elle peut fournir un proxy de la valeur de non-usage ou des valeurs d'usage non marchands suivant la méthode des coûts de remplacement (Dunford et al., 2004; National Research Council, 2004) ;
- elle peut permettre d'internaliser le coût des dommages environnementaux suivant le principe du « pollueur-payeur », par exemple dans le cas de la réglementation sur la

compensation écologique - les coûts de la restauration compensatoire devant être intégrés au coût total du projet et ainsi entrer en compte dans l'arbitrage entre projets (Kanbur, 2003) ;

- elle peut permettre aux décideurs de choisir entre différentes opportunités d'investissements publics ou privés dans la restauration d'écosystèmes aquatiques suivant des logiques de retour sur investissement et de rapports coûts-bénéfices (Goldstein et al., 2008), ou encore de rapports coûts-efficacité (de Groot et al., 2013).

Aux vues des éléments listés, la variabilité du coût de la restauration des écosystèmes constitue un frein à l'augmentation de l'investissement. Une meilleure compréhension de cette variabilité devrait encourager l'investissement en facilitant l'anticipation des investisseurs. C'est ce que nous avons montré en comparant le poids des attributs liés par exemple à la taille ou à la localisation des projets sur les coûts et sur l'efficacité des projets. Cette comparaison, nous conduit à souligner le bon ratio coût-efficacité des investissements dans des écosystèmes de grande taille du fait des économies d'échelle sur lesquelles peuvent s'appuyer ces investissements et de leur meilleure efficacité écologique.

## ***1.2. La question des coûts de transaction liés aux investissements dans des écosystèmes aquatiques***

Les coûts de transaction sont dans la majorité des cas ignorés par les projets de restauration que nous avons analysés. Ces coûts peuvent pourtant sembler très importants. Ils renvoient en effet aux coûts de négociation d'un accord entre partenaires, aux coûts de mise au point des garanties contractuelles ou encore aux coûts de pilotage et de suivi des arrangements. Ils peuvent constituer un obstacle à l'investissement quand ils sont supérieurs aux gains espérés de cet investissement (Dahlman, 1979). Pour appréhender le rôle de ces coûts de transaction dans les stratégies d'investissement, nous avons réalisé quatre terrains d'étude en France correspondant à quatre stratégies d'investissement dans des écosystèmes aquatiques très différents.

Nous avons retrouvé les trois sources de coûts de transaction identifiées par la théorie néo-institutionnelle : la spécificité des actifs et l'incertitude autour du projet qui influencent positivement les coûts de transaction et la fréquence des interactions entre les partenaires qui a une influence négative sur ces coûts. On peut ainsi proposer une fonction de coûts de transaction.

$$\text{Coûts de Transaction} = f(\text{Spécificité (+)}, \text{Incertainitude (+)}, \text{Fréquence(-)})$$

Au cours de ce travail nous avons montré que :

- la spécificité des actifs était liée aux caractéristiques de l'écosystème (sa structure, sa localisation, son design) ;
- l'incertitude était liée au manque de maîtrise qu'ont les acteurs d'un projet sur l'évolution de l'écosystème, sur l'évolution de la réglementation ou sur l'évolution des comportements de leurs partenaires ;
- la fréquence faisait référence au rythme des interactions entre les acteurs.

Dans une transaction qui vise à la production de services écosystémiques, les écosystèmes aquatiques constituent des investissements ayant des caractéristiques particulières dont dépendent les services écosystémiques qu'ils fournissent et qui sont ainsi source de coûts de transaction.

Les coûts de transaction sont intimement liés à l'organisation des acteurs dans le cadre d'une transaction. La Figure 30 illustre l'organisation des projets de restauration des écosystèmes aquatiques. Les projets poursuivent des objectifs spécifiques qui sont fixés en termes de production de services écosystémiques. En fonction de ces objectifs, on va concevoir le projet et déterminer les caractéristiques de l'écosystème aquatique dont vont dépendre les services écosystémiques qu'il va effectivement fournir. Une partie des coûts de production (la conception de l'écosystème) et des coûts de transaction (les études, la négociation autour de la conception, etc.) est déterminée à ce niveau.

Une fois que l'écosystème est mis en place, un programme de suivi peut être utilisé pour surveiller que les services écosystémiques fixés sont effectivement produits. Si ce n'est pas le cas, un programme de gestion peut permettre d'influencer les caractéristiques de l'écosystème et réajuster les services écosystémiques qu'il produit. Une nouvelle partie des coûts de production (réajustement des caractéristiques de l'écosystème) et des coûts de transaction (suivi des engagements, redistribution des coûts entre les partenaires, etc.) est déterminée à ce niveau.

Éventuellement, le suivi des services écosystémiques peut conduire à réajuster les objectifs du projet, c'est-à-dire faire basculer l'écosystème vers un autre usage, ou à reconcevoir l'écosystème quand l'écart avec les objectifs est trop grand pour que de simples mesures de gestion soient suffisantes. Dans ce cas peuvent apparaître de nouveaux coûts de production et de transaction.

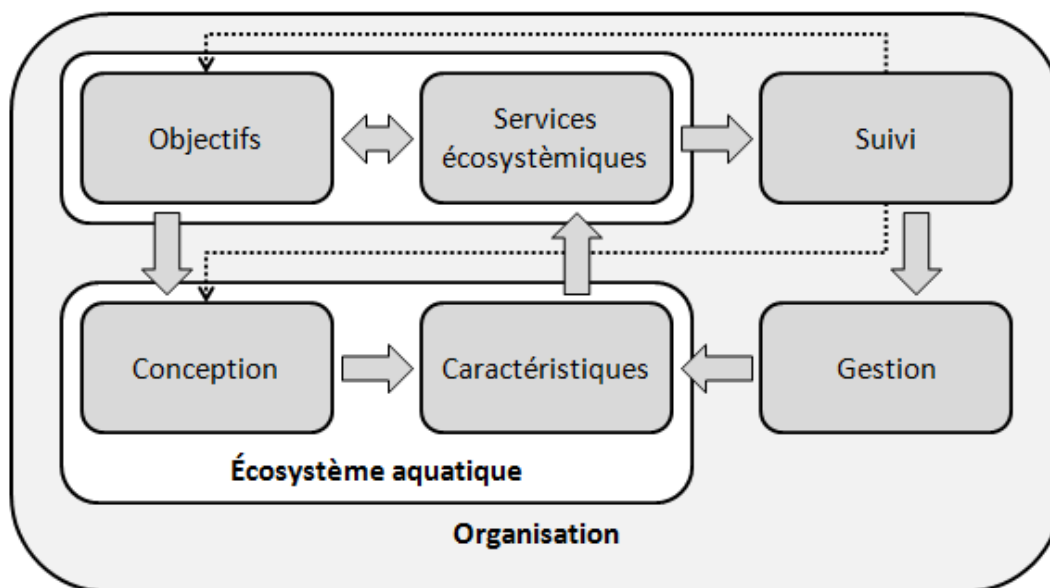


Figure 30 - Schéma de l'organisation des projets d'investissement dans du capital naturel

A partir de la Figure 30, on peut mieux comprendre comment s'expriment les sources des coûts de transaction :

- La spécificité des actifs : plus le capital naturel est spécifique, moins la redéfinition des objectifs sera possible et plus il faudra s'assurer que les services écosystémiques produits sont bien ceux fixés. La spécificité du capital naturel est déterminée dès le début du projet et de la conception de l'écosystème. À ce niveau les partenaires du projet anticipent donc simultanément les coûts de production et les coûts de transaction des projets.
- L'incertitude : l'incertitude environnementale est liée au fait que l'écosystème peut évoluer et produire d'autres types de services écosystémiques que ceux initialement prévus ce qui peut entraîner la nécessité de mettre en œuvre des mesures de gestion voire de réorganiser le suivi (par exemple si on ne suit plus les mêmes services). L'incertitude institutionnelle peut peser sur les objectifs et impliquer le réajustement de l'écosystème ou créer des contraintes sur la conception ou sur la gestion qui nécessitent l'adaptation du projet. Enfin l'incertitude comportementale elle, correspond au risque que tout élément nécessitant une réorganisation du projet soit exploité par un partenaire à son propre avantage. Par exemple, le fait que l'écosystème évolue dans une direction peut profiter à un partenaire qui n'aurait aucune raison de corriger le projet pour qu'il réponde à l'objectif initial.
- La fréquence : On comprend à travers ce schéma que l'augmentation de la fréquence des interactions permet d'améliorer la coordination entre les acteurs et facilite l'ajustement des caractéristiques de l'écosystème aux objectifs du projet.

### **1.3. Les liens entre coûts de production et coûts de transaction**

D'après la théorie des coûts de transaction, le choix des acteurs pour un mode organisationnel se fait sur la base de la minimisation des coûts de transaction et des coûts de production. Comme l'exprime Oliver Williamson (1993b, p.54) : « des actifs spécifiques créent une dépendance bilatérale qui complique les relations contractuelles. En conséquence, de tels investissements ne seraient jamais réalisés s'ils ne permettaient pas des réductions de coûts de production ou des revenus supplémentaires ». Aussi la décision de s'engager dans une transaction se fait sur une considération simultanée des coûts de restauration d'un écosystème et des coûts de transaction liés à l'organisation des acteurs autour de ce projet. Aussi il est intéressant d'établir un lien entre les coûts de production et les coûts de transaction.

Nos résultats ont montré que les coûts de production et les coûts de transaction des projets sont fortement influencés par les caractéristiques de l'investissement, c'est à dire de l'écosystème à restaurer. On peut donc faire un parallèle entre les éléments qui influencent les coûts de production et les sources identifiées de coûts de transaction (Tableau 21). Afin de remplir un objectif donné en termes de production de services écosystémiques, il faut restaurer le type d'écosystème qui est susceptible de fournir ces services. Selon le type d'écosystème, les coûts de production seront différents et selon les objectifs visés, ce type d'écosystème peut représenter un actif fortement spécifique.

<b>f(Coûts de production)</b>	<b>f(Coûts de transaction)</b>
Type d'écosystème	Spécificité physique
Contexte institutionnel	Incertitude institutionnelle
Degré de perturbation	Incertitude environnementale
Ampleur des travaux	Spécificité du capital humain
Climat	Spécificité de site
Taille	Spécificité physique

**Tableau 21 - Correspondance entre coûts de production et coûts de transaction**

Ainsi le lien entre les coûts de production et les coûts de transaction passe par l'étude de l'objectif du projet. Les objectifs poursuivis par les projets peuvent être étudiés à travers trois dimensions :

- est-ce que l'investissement cherche à maximiser un objectif unique ou multiple ?
- est-ce que l'investissement est évalué à la lumière de ses résultats ou des moyens mis en œuvre pour le déployer ?
- est-ce que l'investissement déployé est proche ou éloigné des dynamiques naturelles ?

Ces questions renvoient à la conception, au suivi et à la gestion des investissements dans les écosystèmes aquatiques, des éléments qui sont au cœur de la problématique d'organisation des acteurs autour des projets d'investissement.

## ***2. Les contraintes organisationnelles***

Lors de notre travail de diagnostic autour de projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques, nous avons pu observer une grande diversité de projets. C'est un aspect que nous avons retrouvé lors du travail de terrain que nous avons réalisé. A cette diversité de projets correspond une diversité d'acteurs dont il faut coordonner les actions, ce qui implique des coûts de transaction importants, comme nous venons de le rappeler. La théorie des coûts de transaction stipule que l'arbitrage entre modes d'organisation se fait sur la base des coûts de transaction et des coûts de production. Mais que ce sont des considérations en termes de coûts de transaction qui sont le plus souvent discutées (Saussier, 1997). Le modèle de Williamson (1991) établit un lien entre le degré de spécificité des actifs et le mode d'organisation des transactions impliquant ces actifs. Dans notre travail, nous nous sommes particulièrement attachés à analyser ce lien pour la spécificité du capital naturel. Nous avons ainsi travaillé sur l'émergence des marchés de la compensation des zones humides et de leurs conséquences sur les caractéristiques des écosystèmes concernés par cette transaction, ce qui a permis de souligner que les projets d'investissement étaient encadrés par des formes d'organisation hybride.

### ***2.1. L'innovation organisationnelle et ses conséquences sur les caractéristiques des écosystèmes aquatiques restaurés : le cas des banques de compensation***

Des coûts de transaction élevés représentent donc un frein à l'investissement et il apparaît important de pouvoir jouer sur ce levier. C'est ce qu'il s'est passé dans le cadre de la Section 404 du *Clean Water Act* qui encadre la compensation des impacts autorisés sur les zones humides aux États-Unis. Comme nous l'avons montré, l'émergence du marché de la compensation, le *mitigation banking*, s'est accompagné d'un renforcement du système de régulation et d'une baisse de coûts de transaction par rapport au système traditionnel, le *permittee-responsible*. Cela a conduit à améliorer l'efficacité du système avec notamment une diminution du nombre d'interlocuteurs et une augmentation du nombre de surfaces restaurées.

Le développement d'un système de marché des crédits de compensation a nécessité la création et/ou la modification de règles institutionnelles. Certains changements institutionnels ont donc été

nécessaires, de façon à soumettre la transaction aux mécanismes de coordination du marché (plus d'incitations et moins de contrôle administratif), en jouant sur les caractéristiques des transactions, notamment à travers l'exigence environnementale des règles d'échange.

Cependant, la création de ce marché comporte de nombreux risques qui sont liés à la volonté du régulateur de diminuer les coûts de transaction dans le système.

Tout d'abord, elle nécessite la constitution d'unités d'échange suffisamment homogènes pour pouvoir être interchangeables en qualité et en caractéristiques. Il existe ainsi une tension entre un objectif de conservation des écosystèmes aquatiques et un besoin de réduction de la spécificité physique du capital naturel. D'un côté les crédits qui vont être échangés devraient désigner l'ensemble des composantes ou des fonctions de la biodiversité sans quoi il existe un risque de voir disparaître celles qui ne seraient pas incluses dans l'unité d'échange (ten Kate et al., 2004). D'un autre côté, plus le crédit désignera un écosystème aquatique générique, plus la spécificité des investissements sera faible, c'est à dire qu'il sera plus facile de trouver un acheteur pour le crédit en question et plus les coûts de transaction seront réduits.

Ensuite, elle implique aussi une redistribution spatiale des écosystèmes aquatiques. En effet, même s'il existe des limites géographiques au marché des crédits de compensation, fondées sur des critères écosystémiques, les banques ont tendance à investir dans des zones rurales où le foncier n'est pas cher, pour compenser des impacts qui ont principalement lieu dans des zones urbaines. Ce phénomène de « migration » est décrié comme étant une cause de création de disparité et d'iniquité sociale, mais aussi comme une source de perte de spécificité de site de l'actif compensé (King et Herbert, 1997 ; Ruhl et Salzman, 2006).

Comme nous le suggérons dans le Tableau 22, les modifications de la spécificité des actifs pour voir apparaître des modes d'organisation plus proches du marché ne vont théoriquement pas dans le sens de l'amélioration de l'efficacité environnementale de la compensation. L'analyse néo-institutionnelle de ces tensions nous permet de poser un nouveau regard sur la définition de l'objectif de *no net loss*. La question essentielle qui se pose lors de la création d'un marché de biodiversité est celle de l'unité qui sera utilisée pour les échanges et qui renvoie à différents niveaux de *no net loss* auxquels correspondent différents niveaux de durabilité (Levrel et al., 2012a et Tableau 22).

<b>Durabilité et qualité du <i>no net loss</i></b>	Faible <span style="float: right;">→</span> Forte			
<b>Spécificité de site du capital naturel<sup>37</sup></b>	Off-site dans le Pays	Off-site dans le District	Off-site dans le County	On-site
<b>Spécificité physique du capital naturel</b>	Pas de perte nette de bien-être humain	Pas de perte nette de capital naturel	Pas de perte nette de services écosystémiques	In-kind
<b>Spécificité du capital humain</b>	Objectif de moyen		Objectif de résultats	

Tableau 22 - Durabilité et spécificité de capital (adapté de Levrel et al., 2012a)

Cependant, le système du *mitigation banking* a permis que la compensation soit mise en place, ce qui n'était pas forcément le cas avec le système du *permittee-responsible*. Ce résultat montre bien que l'investissement dans des écosystèmes aquatiques est fortement tributaire du degré de spécificité du capital naturel. En effet, le système du *permittee-responsible* permet théoriquement d'atteindre un niveau d'équivalence de meilleure qualité, cependant en pratique, les coûts de transaction dans ce système sont tels que l'investissement n'est pas mis en place. Le régulateur ne peut pas assumer le suivi de l'ensemble des mesures compensatoires. Le comportement opportuniste du développeur le conduit à exploiter cet espace d'incertitude et *in fine* il ne déploie pas l'investissement dans la restauration écologique (ou le déploie à moindre coûts). Les changements institutionnels qui ont conduit à une réorganisation des acteurs dans le *mitigation banking* ont au moins fait en sorte que l'investissement soit déployé.

En fait, la situation de la compensation aux États-Unis nous amène à considérer différemment l'évolution de la spécificité. D'un point de vue théorique, comme nous l'avons dit, la spécificité des actifs diminue lorsque l'on se place dans le cadre du *mitigation banking* plutôt que dans celui du *permittee-responsible*. Cependant dans les faits il semblerait que la spécificité soit plus forte du fait du renforcement du système de régulation. Le cadre du *permittee-responsible*, offre un cadre théoriquement plus restrictif au niveau de la qualité de l'écosystème (compensation sur le site, équivalence mesurée au cas par cas, etc.). Cependant en pratique, les mesures compensatoires mises en place correspondent généralement à un « trou rempli d'eau », sans suivi et sans gestion, bien loin des caractéristiques de la zone humide détruite. Dans le cadre du *mitigation banking*, les critères sont moins restrictifs, mais l'*enforcement* étant de meilleure qualité, les standards fixés sont remplis dans 98,3% des cas (Denisoff et Urban, 2012). Ainsi l'investissement engagé dans la compensation est important et vise uniquement à la compensation.

Aussi la plus grande partie des gains de coûts de transaction qui ont permis l'émergence des banques de compensation résulte sûrement de deux choses : la concentration des mesures

<sup>37</sup> Les projets *on-site* désignent les projets qui sont établis sur des zones adjacentes ou contiguës aux zones d'impacts, par opposition aux projets *off-site*.



compensatoires qui a permis de diminuer l'incertitude en améliorant le succès de la restauration ; l'augmentation de la fréquence des interactions entre les acteurs en réduisant leur nombre. Les coûts de transaction ont ainsi diminué pour le régulateur qui a moins de dossiers à contrôler et qui peut ainsi s'attacher à faire respecter les règles et les standards qu'il fixe.

Le transfert de la responsabilité de la réussite de la compensation du développeur à la banque a permis de diminuer l'incertitude comportementale. Dans le système *permitted-responsible*, c'est le développeur qui est responsable, or la compensation étant une contrainte dans son modèle économique il a intérêt à mettre en place des mesures compensatoires aux moindres coûts aux dépens de la qualité. Dans le *mitigation banking*, c'est la banque qui est garante de l'atteinte des objectifs, or c'est sur ces objectifs que se fait son retour sur investissement, elle a donc intérêt à poursuivre des gains de qualité environnementale.

L'évolution du système montre aussi une complexification qui est liée à la diversification des systèmes de classification des crédits et des méthodes de calcul de l'équivalence. Cette évolution semble illustrer la volonté du régulateur de construire un « marché de la qualité », qui permette de générer des transactions qui sacrifient le moins possible la spécificité de l'actif zone humide. Ainsi le régulateur maintient un haut niveau de régulation de ce marché et fait évoluer le système d'évaluation pour que les nouveaux entrants puissent faire valoir un gain de qualité auprès de la demande. Il veille aussi au maintien d'un cadre réglementaire stricte et stable afin de limiter l'incertitude institutionnelle. Les modifications institutionnelles et organisationnelles à l'origine du système ont aussi conduit à l'apparition d'un nouveau secteur d'ingénierie écologique à la recherche de nouveaux marchés. Ils bénéficient eux aussi d'une baisse de coûts de transaction dans le *mitigation banking* liés à la diminution de l'incertitude (stabilisation des règles, attribution progressive des crédits, etc.) (BenDor et al., 2011). Ils constituent un moteur pour envisager l'augmentation des investissements dans les écosystèmes aquatiques.

## ***2.2. Des formes hybrides pour encadrer les projets d'investissement dans du capital naturel***

Les formes hybrides désignent l'ensemble des modes d'organisation qui conduisent « à une coordination significative entre des unités qui demeurent juridiquement autonomes et qui gardent des droits de propriété distincts » (Ménard, 2003, p.46). Il en existe une grande diversité : sous-traitance, marques collectives, franchises, *joint-ventures*, etc. Cependant elles partagent certaines propriétés fondamentales (Ménard, 2004) que l'on rencontre dans les projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques. Nous allons revenir sur ces dispositifs particuliers et illustrer leur expression dans l'ensemble des projets d'investissements que nous avons étudiés.

### La mise en commun de ressources

Toutes les formes hybrides sont caractérisées par l'existence d'investissements communs. Comme on l'a montré lors de notre étude de terrain, les projets de restauration résultent de la mise en commun de ressources financières, foncières et/ou humaines<sup>38</sup>.

La mise en commun de ressources appartenant à différents partenaires expose les formes hybrides aux risques de comportements opportunistes de certains de ces partenaires. Aussi l'identité des potentiels partenaires est prise en compte avant de se lancer dans le partage des ressources. Dans le cadre des projets de restauration cela montre l'importance de la constitution de réseaux de professionnels. C'est par exemple le cas du ruisseau des Vurpillères où les acteurs se connaissaient avant le projet du fait de leur participation antérieure à des actions communes. C'est aussi le cas dans le projet de Zone « Libellule » où les scientifiques sélectionnés pour le suivi ont été choisis localement (à l'Université de Montpellier) ou au sein des réseaux professionnels de chaque partenaire (Lyonnaise des Eaux, Suez Environnement, réseaux des ZRV et de l'EPNAC<sup>39</sup>).

Le partage des ressources implique la planification des tâches et la coordination des partenaires. Dans les projets d'investissement dans les écosystèmes aquatiques, cette planification a lieu autour des phases de conception de l'écosystème, lors du suivi et de la gestion du site. Ainsi, la conception de l'îlot reposoir artificiel dans le cadre des mesures environnementales de Port 2000 a nécessité la coordination entre le Groupe Ornithologique Normand (en qualité d'expert), les DIREN de Haute et Basse Normandie et les ingénieurs des ports du Havre et de Rouen.

La bonne coordination des partenaires implique aussi des dispositifs spécifiques pour faire circuler l'information. Dans le cadre de la Zone « Libellule », l'information circule à travers un comité de pilotage qui réunit l'ensemble des acteurs impliqués. Dans le cadre du marais de Kervigen, c'est la CCPCP qui s'est assurée de faire circuler les informations auprès des partenaires. Le site RIBITS, dans le cadre du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis, est un bon exemple d'un outil fabriqué spécialement pour la circulation de l'information entre les partenaires de projets d'investissement dans des zones humides.

### La contractualisation

Les formes hybrides ont toutes recours à la contractualisation afin de fixer un cadre à la transaction. Nous avons noté dans l'ensemble de nos terrains l'existence de contrats entre partenaires (contrat de confidentialité, convention de gestion, appels d'offre, etc.). Ces contrats encadrent généralement des relations durables, soit parce qu'elles s'inscrivent sur le long-terme, soit

---

<sup>38</sup> Le recueil de l'ONEMA sur les projets de restauration hydromorphologique des cours d'eau que nous avons étudié pour relever les informations sur les coûts montraient aussi l'origine diverse du financement des projets.

<sup>39</sup> Groupe de travail sur l'Évaluation des Procédés Nouveaux d'Assainissement des petites et moyennes Collectivités.

parce qu'elles ont lieu sur le court-terme mais sont alors reconductibles - par exemple la convention de gestion accordée par le Conseil Général du Finistère à la CCPCP pour le marais de Kervigen est établie pour une durée de cinq ans renouvelable par tacite reconduction.

#### La concurrence

La dernière caractéristique que partage l'ensemble des formes hybrides est liée à leur rapport à la concurrence qui s'exprime en interne et en externe.

En interne tout d'abord du fait que les partenaires sont simultanément des compétiteurs. En effet dans le cadre des mesures environnementales de Port 2000, les partenaires poursuivent des objectifs personnels qui sont opposés. Les associations et le gestionnaire de la réserve poursuivent des objectifs de protection de l'environnement alors que le port privilégie le développement économique. La compétition existe aussi autour de l'appropriation des bénéfices de la relation. La LDE cherche par exemple à s'accaparer les avantages de la mutualisation des connaissances dans le cadre de la Zone « Libellule » en dégageant une validation scientifique du projet.

En externe ensuite, du fait que les formes hybrides sont confrontées à d'autres organisations. Le marché de la compensation aux États-Unis est ainsi caractérisé par la compétition entre les banques au niveau d'un territoire (Vaissière et al., *in revision*).

Tous ces éléments nous laissent penser que les projets d'investissements dans la restauration des écosystèmes aquatiques, du fait de leurs caractéristiques originales, ont intérêt à adopter des modes d'organisation hybrides. Comme l'a souligné Ménard (2004) il existe une grande diversité de formes hybrides et le choix pour une forme plutôt qu'une autre suit le principe d'alignement discret du mode d'organisation aux caractéristiques des transactions sur la base de la minimisation des coûts de transaction (Williamson, 1991).

Dans notre travail de terrain, nous avons cherché à évaluer qualitativement la spécificité du capital naturel impliqué dans chaque projet pour en déduire une hiérarchisation des projets au regard de leurs mécanismes de pilotage. Le pilotage des formes hybrides est assuré par un ordre privé qui est plus ou moins formalisé. Quand la spécificité du capital est élevée, cet ordre privé est très formalisé et proche de la hiérarchie. Au contraire quand la spécificité est faible, la coordination est moins formalisée et les partenaires sont unis par la confiance et les valeurs mutuelles.

Nous retrouvons ce gradient dans les cas que nous avons étudiés. En effet la restauration des Vurpillères unit des acteurs dont la coordination s'est principalement construite sur la confiance. Une confiance qui s'est développée de par le nombre d'interactions qu'ils avaient pu avoir entre eux avant de lancer le projet et par le fait qu'ils partagent des valeurs communes liées à la protection de la biodiversité. Cette situation s'oppose au projet « Libellule » dans lequel chaque décision est prise au sein d'un comité de pilotage formalisé. Un obstacle à l'établissement de relations de confiance

dans le projet « Libellule » est certainement lié aux valeurs de chaque partenaire qui sont différentes voire concurrentes. Le pilotage par une administration formalisée augmente les coûts de transaction qui peuvent, comme on l’a dit, constituer un obstacle à l’investissement. Il paraît donc important d’encourager le développement de la coordination informelle dans le cadre des projets d’investissement dans la restauration des écosystèmes.

Un autre élément nous semble intéressant à souligner pour caractériser les formes hybrides qui encadrent les projets d’investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques : la théorie néo-institutionnelle associe au mode d’organisation des formes de contrats particuliers. La théorie parle de contrat classique associé au marché, de contrat néo-classique pour les formes hybrides et de contrat de subordination pour la hiérarchie. Comme le montre le Tableau 23, on peut associer deux types de gouvernance aux contrats néo-classiques : la gouvernance bilatérale comme dans le cadre de la sous-traitance (Eccles, 1981) et la forme qui nous intéresse, la gouvernance trilatérale.

Comme l’analysent Reye et Levitt (1984) dans le secteur de la construction, la gouvernance trilatérale apparaît quand la spécificité des actifs est forte est quand la fréquence des transactions est trop faible pour qu’il soit rentable de mettre en place les mécanismes de coordination d’une gouvernance bilatérale. Dans la gouvernance trilatérale, un tiers vient assister les partenaires pour compléter le contrat. Pour le secteur de la construction, il s’agit d’un architecte ou d’un consultant.

		Spécificité des investissements		
		Non spécifiques	Spécifiques	Très spécifiques
Fréquence des transactions	Occasionnelles	Marché (contrat classique)	Gouvernance trilatérale (contrat néo-classique)	
	Récurrentes		Gouvernance bilatérale (contrat néo-classique)	Hiérarchie (contrat de subordination)

**Tableau 23 - Types de contrats et de gouvernance associés à différents degrés de spécificité et de fréquence de la transaction**

Dans le cadre des projets de restauration, les investissements dans le capital naturel sont spécifiques, voire très spécifiques, ce qui élimine le recours au marché. La fréquence des interactions est certes élevée au sein d’un projet mais le caractère idiosyncratique d’une transaction (liée à la complexité et la diversité des écosystèmes) implique qu’il y a peu de chance qu’un même projet soit mis en place plusieurs fois. Ces caractéristiques impliquent que les partenaires optent pour la gouvernance trilatérale. C’est d’ailleurs ce que nous avons observé sur le terrain où les partenaires (producteur et acheteur) ont recours à un tiers pour assister le projet (entreprise de génie écologique, scientifique, expert, etc.).

La Figure 31 illustre les relations qui existent entre les trois parties impliquées dans ces transactions.

- (1) Le lien entre l'acheteur et le consultant : ce lien est caractérisé par une grande asymétrie d'information du fait que le consultant maîtrise une technologie que l'acheteur ignore. Cependant les risques d'opportunismes sont encadrés par le fait que le consultant engage sa réputation ;
- (2) Le lien entre l'acheteur et le producteur : ce lien est celui qui se rapproche le plus du marché, c'est à dire que l'acheteur choisit le producteur sur la base de critères qui lui sont propres (sur un marché ou par appel d'offre dans le cadre d'un partenariat public-privé), il existe aussi de l'asymétrie d'information du fait que le client ne maîtrise pas la technologie liée à la restauration, cependant les comportements opportunistes sont contrôlés par les objectifs spécifiés dans le contrat et par l'intervention du consultant ;
- (3) Le lien entre le producteur et le consultant : ce lien correspond à une relation dite de « clan », c'est à dire que les deux parties partagent des normes et des valeurs communes construites autour de leur intérêt commun pour le développement de la filière de la restauration du capital naturel, ainsi en défendant leur intérêt par rapport au client, ils cherchent aussi à défendre l'intérêt de la filière.

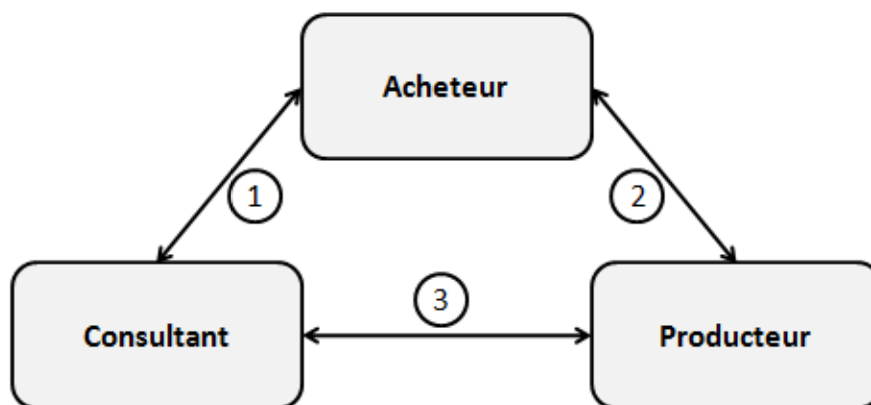


Figure 31 - Forme organisationnelle de la gouvernance trilatérale dans les projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes (adapté de Reve et Levitt, 1984)

Cette relation trilatérale et les interactions entre les partenaires contribuent à faire évoluer les normes et les règlements pour encourager le développement de la filière. C'est notamment le cas dans le cadre du marché de la compensation aux États-Unis. L'émergence du système des banques de compensation a entraîné la création de toute une filière dont le lobby, le *National Mitigation*

*Banking Association* est de plus en plus puissant et influence la définition des crédits et les types de mécanismes financiers que les banques peuvent adopter pour fournir les assurances financières (Vaissière et al., *in revision*). Ce réseau des banques de compensation milite notamment pour le retour des zones humides dites isolées dans le cadre du *Clean Water Act* - elles ont été supprimées de la législation suite à une décision de justice.

La structuration d'une filière de la restauration passe donc par le développement de ces relations de clan entre les producteurs et les consultants, d'autant plus que nous avons souligné l'importance de l'identité des partenaires dans la mise en place d'une organisation hybride. Alors que les normes et les réglementations sont en cours d'élaboration en France, des acteurs d'origines diverses cherchent à se positionner sur la question de l'investissement dans le capital naturel (comme la LDE avec les zones de rejet végétalisées). D'autant plus que la forte spécificité du capital naturel peut venir modifier les modes d'organisation et ouvrir de nouvelles perspectives dans certains secteurs. En 2004, une étude de Saussier et collaborateurs (2004) s'est intéressée aux modes de gestion de la distribution d'eau en France. Ces auteurs ont montré que pour un niveau d'actifs spécifiques élevés, les municipalités (ou autre administration compétente) n'avaient intérêt à recourir au système de « délégation de service public » pour la distribution d'eau que quand les traitements étaient complexes et la taille de la population était faible. Dans tous les autres cas, le système préférentiel était celui de la « régie ». On peut imaginer qu'en associant la distribution de l'eau à des projets de restauration du capital naturel, la spécificité des investissements et la complexité de l'exploitation augmentant, la « délégation de services publics » deviendrait le système privilégié.

Le fonctionnement du système du *mitigation banking* aux États-Unis souligne aussi l'importance du régulateur (l'USACE), qui joue le rôle de traducteur des lois fédérales pour qu'elles soient appliquées au cas spécifique de la compensation des impacts autorisés. L'USACE renvoie aux micro-institutions, qui sont définies comme « des dispositifs d'accompagnement destinés à rendre effectives les règles » (Ménard, 2003, p. 105). Les micro-institutions ont deux caractéristiques principales : la première est de pouvoir implémenter les règles et la deuxième est de pouvoir les faire respecter. Elles contribuent à réduire les coûts de transaction supportés par les agents et devraient conduire à une augmentation de la qualité et du volume de transactions. Dans ce sens il s'agit certainement d'une piste à suivre pour encourager l'investissement dans la restauration des écosystèmes.

### **3. Les contraintes institutionnelles**

Le troisième volet étudié dans notre thèse est celui de l'environnement institutionnel. Ce dernier représente les « règles du jeu » à l'intérieur desquelles évoluent les organisations. Dans cette partie nous allons revenir sur l'importance des institutions dans le fonctionnement des organisations et sur le fait que la modification des institutions a des conséquences sur les choix organisationnels et sur les caractéristiques des investissements. Nous en tirerons des enseignements pour l'application en France des outils d'évaluation (la méthode HEA) développés aux États-Unis. Nous en profiterons pour ouvrir des perspectives sur les cadres institutionnels que l'on peut envisager pour augmenter l'investissement dans la restauration des écosystèmes. L'importance du cadre institutionnel dans les projets de restauration nous conduit à chercher à mieux les prendre en compte lors de leur conception et de leur évaluation. Aussi nous proposons l'adaptation de la méthode HEA pour évaluer un investissement par rapport à son objectif institutionnel.

#### **3.1. Une réflexion sur les outils d'évaluation de l'investissement au regard d'un contexte institutionnel précis**

Comme nous l'avons montré, aux États-Unis, le changement organisationnel lié à l'apparition des banques de compensation a eu deux conséquences. La première fut d'augmenter les investissements dans les zones humides dans le cadre de la compensation et la deuxième de risquer une perte de qualité écologique lors de l'évaluation du *no-net-loss*. Or ce changement de mode d'organisation est fortement lié à un ensemble de changements appliqués aux règles du jeu qui encadrent la compensation, comme l'abandon de la préférence absolue pour la compensation *on-site* au profit d'une logique de bassin versant qui a conduit à délimiter les aires de services des banques.

De même comme nous l'avons souligné, dans le cadre de la compensation des impacts accidentels, la procédure NRDA qui vise la compensation des pertes temporaires liées à un dommage environnemental a évolué dans un sens qui a conduit à promouvoir des approches de calcul de l'équivalence service-service. A travers cette approche les acteurs évaluent l'équivalence entre les pertes liées aux dommages et les gains liés à la restauration compensatoires en appliquant des méthodes telles que la méthode HEA.

L'efficacité de la procédure NRDA repose sur une démarche volontaire entre le représentant de l'intérêt général, appelé *trustee*, et le pollueur. Il s'agit pour eux de parvenir à trouver une solution pour la compensation en évitant d'avoir recours à la justice. Dans ce contexte, le développement de la méthode HEA représente une adaptation organisationnelle des acteurs concernés par la compensation. Son succès est lié au fait qu'elle permet d'améliorer la négociation entre les acteurs en fournissant un cadre pour la détermination de la compensation. Cette méthode s'accompagne

d'un certain nombre d'hypothèses - notamment sur la valeur des services - qui simplifient l'évaluation des pertes liées aux dommages et des gains liées aux actions de compensation. De plus son fonctionnement laisse place aux discussions entre les acteurs - notamment vis-à-vis du choix du proxy écologique reflétant les niveaux de services écosystémiques. Il s'agit d'un outil cohérent par rapport au contexte institutionnel dans lequel il s'inscrit.

En France, on cherche à s'inspirer des outils institutionnels de protection de l'environnement appliqués aux États-Unis.

La première expérience de compensation par l'offre (similaire aux banques de compensation américaines) a été mise en place en 2008 par la CDC Biodiversité<sup>40</sup>. Un appel d'offre a par ailleurs été lancé en 2011 pour expérimenter des principes de banques de compensation en France. Quatre projets sont actuellement en cours. Cependant, le cadre institutionnel n'est pas le même en France et aux États-Unis. Il n'y a pas de transfert de responsabilité de l'aménageur à la banque et les crédits de compensation (appelés actifs naturels) sont très spécifiques.

En ce qui concerne la compensation des impacts accidentels, la Directive Responsabilité Environnementale européenne (DRE ou LRE pour sa traduction en droit français) s'est très largement inspirée des lois CERCLA et OPA qui encadrent la procédure NRDA d'évaluation et de compensation des impacts accidentels aux États-Unis. Ces procédures doivent conduire à la restauration des écosystèmes endommagés et à la compensation du public pour les pertes de services rendus par ces écosystèmes. Ainsi on retrouve dans la LRE la préférence pour les approches ressource-ressource ou service-service pour le dimensionnement des actions de restauration. Les prescriptions de la DRE correspondent en tous points aux approches recommandées par la NRDA, jusqu'à l'usage de la méthode HEA (Bas et Gaubert, 2010).

Les avantages de la méthode HEA reposent, comme on l'a souligné, sur ce qu'elle permet de gagner en flexibilité et en simplicité d'utilisation. Cependant, ces avantages sont développés aux dépens de la précision vis à vis des paramètres écologiques, du fait des hypothèses importantes sur lesquelles la méthode repose. Ainsi, si le cadre français a bien été construit de façon à correspondre au cadre américain pour ce qui est des impacts accidentels, rien ne nous dit que cette correspondance sera suffisante pour parier sur l'adéquation de la méthode HEA à l'environnement institutionnel français. Dans cette perspective, il paraît nécessaire qu'on étudie plus en détail l'environnement institutionnel français et qu'on le compare au cadre américain.

Aux États-Unis, l'évaluation des dommages et la mise en place des procédures de restauration pour la compensation sont placées sous la responsabilité d'un *trustee*. Il s'agit d'un terme légal qui

---

<sup>40</sup> En 2008, la CDC Biodiversité a initié le premier projet de compensation par l'offre au cœur de la réserve naturelle des Coussouls de Crau, près de Fos-sur-Mer. Pour une analyse institutionnelle du mécanisme, voir Chabran et Napoléone (2013).



désigne une personne détenant la propriété, l'autorité ou la responsabilité sur un actif au bénéfice d'un autre. Dans le cadre de la protection des ressources naturelles on parle de *natural resource trustee* qui agit en tant que représentant de l'intérêt général pour la ressource. Par défaut il s'agit de l'État fédéral<sup>41</sup>. Les *trustees* négocient avec la partie responsable de l'impact les mesures compensatoires à mettre en place. Dans le cadre de l'*Oil Pollution Act*, la NOAA, qui intervient généralement en tant que trustee, a promu l'usage de la méthode HEA (NOAA, 1997).

En France, en ce qui concerne la législation sur les impacts accidentels (LRE), c'est le préfet du département où a lieu l'impact qui est chargé de fixer la compensation. Ce dernier est le représentant de l'État à l'échelon territorial et ce, quelle que soit la ressource impactée.

La première différence à souligner concernant les cadres institutionnels américains et français vient du fait que si la procédure NRDA repose sur une démarche incitative, la LRE quant à elle repose sur une démarche coercitive.

Les différences au niveau administratif entre les deux systèmes peuvent avoir deux conséquences pour le succès de la méthode HEA :

- Premièrement, l'acceptation et l'appropriation de la méthode HEA par les deux parties de la négociation nécessitent la répétition des interactions, or la séparation géographique des compétences limite ces répétitions. En France toutes les occasions d'appliquer le modèle HEA n'auront pas forcément lieu dans le même département, alors qu'aux États-Unis, la NOAA est une agence fédérale.
- Deuxièmement, le développement de mécanismes de coordination entre les acteurs s'opère sur la base d'un langage commun. On peut se demander si les mécanismes développés par des acteurs spécialisés dans la gestion des biens environnementaux (c'est le cas de la NOAA) seraient les mêmes que ceux développés par des acteurs qui interagissent aussi bien pour des questions de gestion de l'environnement que pour des questions de maintien de l'ordre ou de travaux publics (c'est le cas des préfets de département).

Cette différence entre les acteurs responsables de la conduite des procédures est importante sur un plan administratif, mais aussi politique. En effet, le fait que la NOAA soit spécialisée dans les questions de gestion de la ressource ne l'expose pas à des éventuelles priorités politiques de court terme. A l'opposé, le préfet de région est le représentant de l'État, il est nommé par décret du président de la République sur proposition du Premier ministre. Ainsi, même s'il est le garant de la continuité de l'État (au gré des éventuelles alternances de gouvernement), il est exposé à des

---

<sup>41</sup> Les *trustees* fédéraux sont les ministères et/ou les agences fédérales concernés par la ressource. Si la ressource naturelle impactée est juridiquement sous l'administration d'un État ou d'une tribu indienne, ces derniers se substituent à l'État fédéral.

priorités politiques qui correspondent à celles du gouvernement. On peut alors se demander si par exemple, pris au cœur d'une crise économique, un préfet traiterait avec la même attention un problème de responsabilité environnementale que s'il intervenait à un moment plus calme sur le plan politique.

Ces éléments soulignent les différences au niveau de l'environnement institutionnel qui peuvent peser sur l'organisation des acteurs. Les différences notées dans les deux paragraphes précédents peuvent renvoyer à la fréquence de la relation ou à l'incertitude qui entoure la relation. Or ces éléments sont des sources de coûts de transaction comme nous l'avons plusieurs fois souligné. Des configurations différentes de l'environnement institutionnel auront des conséquences sur les coûts de transaction et donc sur l'organisation des acteurs et sur les caractéristiques de l'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques.

Il paraît donc difficile, à première vue, d'anticiper avec certitude la parfaite adéquation des méthodes d'équivalence. Ainsi en ce qui concerne la méthode HEA, on peut comparer les cadres américains et français et juger des différences qu'ils proposent pour faire face aux fortes hypothèses que posent l'utilisation de cette méthode (Tableau 24). Ce travail de comparaison des environnements institutionnels mériterait d'être approfondi, bien que nous ayons pu déjà apporter quelques premières pistes de réflexions.

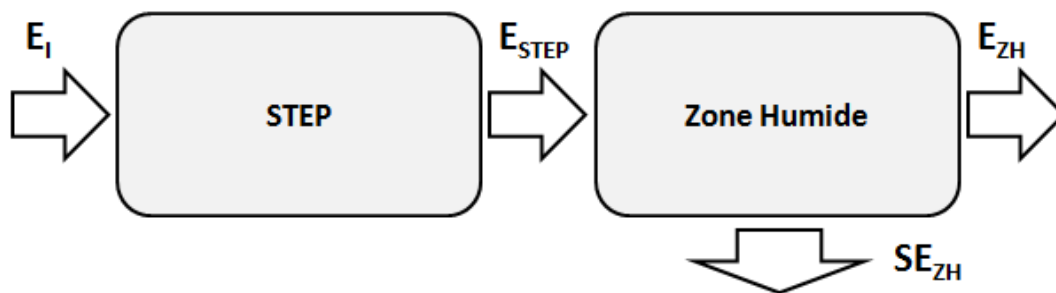
<b>Limites de la méthode HEA</b>	<b>Adaptation de l'usage de HEA au contexte institutionnel américain</b>	<b>Adaptation de l'usage de HEA au contexte institutionnel français</b>
La valeur des services est constante dans le temps et l'espace	Ces hypothèses sont le socle du modèle et c'est en partie pour contourner le problème d'hétérogénéité des valeurs que le modèle a été développé.	Ces hypothèses sont là aussi admises dans un souci de simplification de l'analyse.
La prise en compte de l'érosion de la valeur / taux d'actualisation	La NOAA applique un taux d'actualisation de 3%.	En France ce taux est fixé à 4%.
La prise en compte de l'incertitude est faible dans le modèle	Les projets ne sont pas uniquement soumis au modèle HEA, ils sont aussi évalués selon une grille complémentaire apportant des informations plus générales comme: le coût du projet, les externalités positives, la probabilité du succès...	La mise en œuvre d'une analyse de sensibilité des résultats de l'application du modèle est recommandée.
Le choix du proxy écologique définit le niveau d'impact et de compensation	Construction des projets et dimensionnement des alternatives en coopération entre <i>trustee</i> et partie responsable.	L'application de la méthode HEA est conditionnée au fait que le site impacté et le site envisagé pour la restauration compensatoire soient de même type, de même qualité et de valeur comparable.
La nécessité d'utiliser les résultats en valeur relative	Utilisation du modèle pour le dimensionnement de la restauration compensatoire c'est-à-dire en lien avec une dégradation.	Utilisation du modèle pour le dimensionnement de la restauration compensatoire c'est-à-dire en lien avec une dégradation.

**Tableau 24 - Solutions institutionnelles à l'application de la méthode HEA pour les contextes américains et français**

Les documents produits par le ministère apportent des réponses aux limites inhérentes au modèle HEA. Cependant, il est aujourd'hui impossible d'apporter plus de preuves de la compatibilité de ce modèle pour le dimensionnement des actions de restauration compensatoires en France. En effet, malgré les réponses que semble prêt à apporter le Commissariat Général au Développement Durable (CGDD) sur l'utilisation du modèle, rien ne garantit que l'utilisation du modèle HEA en France permette réellement une amélioration de l'efficacité de la relation entre les acteurs. En effet il est envisageable qu'une fois le modèle appliqué et le dimensionnement terminé, le montant à payer (ou à recevoir) soit perçu comme trop faible (ou trop important). L'utilisation du modèle et les hypothèses qui le fondent pourrait alors devenir une source de contestation pour un acteur qui se sentirait lésé.

### ***3.2. Quelles institutions économiques pour encourager l'investissement dans la restauration des écosystèmes***

Cette partie propose une réflexion sur l'organisation que peut prendre l'investissement dans un écosystème aquatique à travers trois visions économiques différentes du concept de services écosystémiques (Froger et al., 2012) : les services externalités, les services activité et les services produits-joint. Ces modèles seront présentés dans le cadre d'un projet d'investissement dans la restauration d'écosystème aquatique en complément d'une station d'épuration (Figure 32).



**Figure 32 - Schéma de la place et du rôle de la zone humide restaurée par rapport à la station d'épuration (STEP).** La STEP reçoit une eau de qualité  $E_1$ , qu'elle traite jusqu'à atteindre une qualité  $E_{STEP}$ . La zone humide reçoit une eau de qualité  $E_{STEP}$ , du fait de ses services d'autoépuration, la qualité de l'eau est modifiée en  $E_{ZH}$  de plus la zone humide fournit d'autres services qui sont appelés  $SE_{ZH}$ .

#### Les « services externalités » :

Cette approche est fondée sur l'économie des effets externes (Coase, 1960). Dans cette conception les services écosystémiques sont appréhendés à l'aide du concept d'externalité. L'externalité devient un service quand les institutions vont concourir à leur internalisation (Aznar et al., 2009).

À travers cette approche, les services écosystémiques  $SE_{ZH}$  produits par la zone humide constituent une externalité positive liée à la gestion de cet espace. Si l'on veut atteindre un niveau optimal de production d'externalités positives, il faut les internaliser, c'est à dire mettre en place un instrument qui permette au gestionnaire d'être compensé pour son effort financier correspondant à la gestion de la zone humide. L'internalisation de cette externalité nécessite donc de trouver un acheteur et de définir le panier qu'il va pouvoir acheter. On peut envisager un panier de « services rendus par les zones humides locales », qui peut être vendu par exemple sur un marché de la compensation des impacts sur des zones humides. Le Tableau 25 résume ce cadre institutionnel marchand dans lequel on peut envisager de construire un système de rémunération du gestionnaire de la zone humide.

	<b>Marché de crédits de compensation</b>
<b>Transaction volontaire</b>	Oui
<b>Services écosystémiques</b>	Panier de "services écosystémiques des zones humides"
<b>Acheteur</b>	Un aménageur
<b>Vendeur</b>	Entreprise de restauration écologique
<b>Conditionnalité</b>	Mise en place d'un programme de suivi pour s'assurer de la fourniture du panier
<b>Additionnalité</b>	Par rapport au site voisin

Tableau 25 - Construction d'un marché de crédits de compensation.

#### Les « services activités » :

Cette approche est développée sur la base de l'économie des services (Gadrey, 2000). Dans ce cadre, un service est toujours une relation orientée vers un ou plusieurs usagers<sup>42</sup>. Avec cette approche, la notion de service s'accompagne d'une relation contractuelle entre deux agents. Le service implique une relation d'échange et de contrepartie entre les deux agents. Un angle opérationnel pour traiter des services activités est celui de la fourniture des services publics locaux, qui sont principalement à la charge des collectivités locales (fourniture d'eau potable, traitement des eaux usées, etc.). L'économie publique locale (Dreycke et Gilbert, 1988) souligne deux particularités des services publics locaux : (1) le regroupement entre collectivités territoriales pour délivrer le service (au niveau de l'intercommunalité) et (2) le recours par le responsable à des formes de sous-

<sup>42</sup> « Il y a service environnemental lorsqu'une unité économique ou institutionnelle, A, effectue pour le compte d'une autre unité, B, une opération sur un bien support, C, opération visant intentionnellement l'amélioration ou le maintien en l'état des attributs environnementaux de C » (Aznar et al., 2003).

traitance pour le déroulement du service. Les "services activités" peuvent être gérés de façon publique (en régie) ou privée (délégation à des entreprises).

Dans ce cas là, le service vendu à travers la mise en place de la zone humide restaurée est le service d'épuration. L'entreprise fournisseur d'eau effectue pour le compte d'un acheteur public, une opération sur un bien support : l'eau. L'eau entre comme  $E_{STEP}$  et est vendu comme  $E_{ZL}$  (Figure 32). Dans ce cas là, la quantité de services produits est mesurable, il s'agit de l'abatement en produits polluants. Dans ce schéma on peut supposer que les investisseurs vont mettre en place des investissements dans la zone humide pour produire des services de purification de l'eau.

#### Les services « produits-joints » :

Cette approche trouve racine dans la théorie de l'économie des fonctionnalités (Lancaster, 1966). Ce courant rassemble un ensemble hétéroclite de travaux d'économistes et de gestionnaires qui s'intéressent à l'intégration progressive des biens et des services. Il s'agit de vendre des fonctionnalités ("ou solution") à l'utilisateur/consommateur, plutôt que des biens ou des services séparément.

La logique est celle de l'intégration de nouvelles fonctionnalités dans le produit qui sont liées à des conditions de production et des types d'approvisionnement. Ce qui est produit est alors un bouquet de services et de biens complémentaires (ex. café, bio et équitable). La rémunération des services incorporés au produit est assurée par le consentement supérieur à payer du consommateur pour ce produit et ses services joints. Cependant, à mesure qu'un produit intègre de nouvelles fonctionnalités se pose la question du respect des engagements en amont.

Les dispositifs associés aux services produit-joints renvoient aux dispositifs de certification environnementale (éco-certification) des produits utilisés pour les services d'approvisionnement dans le sens du MEA. L'éco-certification est une forme de rémunération de la production conjointe de services écosystémiques et a une grande importance dans le domaine agricole (Agriculture Biologique, *Rain Forest*, *Marine Stewardship Council*, etc.). Ces dispositifs ont été développés bien avant l'apparition de la notion de services écosystémiques cependant ils tendent à être de plus en plus souvent évoqués en relation avec ces derniers (Laurans et al., 2011).

Un système de certification vise à garantir l'information des consommateurs afin d'établir un rapport de confiance avec les producteurs à propos des caractéristiques ou des attributs des produits (Ponte, 2004). On distingue les attributs de recherche qui sont vérifiables à la transaction, les attributs d'expérience qui sont vérifiables à la consommation du produit et les attributs de croyance qui sont non vérifiables et qui supposent la confiance avec le producteur. Ces attributs peuvent être liés au produit lui-même ou au processus de production et de transformation. « La certification est une procédure par laquelle une tierce personne apporte l'assurance écrite qu'un produit, un

processus ou un service est conforme à un standard spécifique, sur la base d'un audit conduit selon une procédure adaptée » (Bass et al., 2001).

Dans le cas de la restauration de la zone humide, on peut imaginer que la commune soit valorisée par un système de certification grâce au projet de restauration. Comme un label pour une eau qui respecte la réglementation  $E_{STEP}$ , mais qui est d'une qualité plus poussée  $E_{ZL}$  et dont la production s'accompagne de la fourniture de services écosystémiques  $SE_{ZL}$  (Figure 32).

Il faut parvenir à quantifier les  $SE_{ZL}$  et  $E_{ZL}$  de façon à pouvoir définir clairement les services écosystémiques qui vont être vendus. On peut penser à deux alternatives:

- La STEP est financée par une collectivité, cette dernière peut alors devenir certifiée « eau et biodiversité »<sup>43</sup>. La rémunération se fait alors par le biais d'une augmentation du prix du service déjà fourni d'épuration de l'eau ;
- Une autre alternative serait de vendre ces biens directement à des entreprises privées qui pourraient avoir intérêt à investir dans de la biodiversité (pour des questions d'acceptation sociale de son activité ou de responsabilité sociale des entreprises). Il faut donc mesurer les gains et les découper en un certain nombre de « parts » ou de « crédits » qui pourraient être vendues tous les ans.

Ces trois visions économiques de la notion de service écosystémique soulignent la diversité des cadres institutionnels dans lesquels on pourrait encourager l'investissement dans la restauration des écosystèmes pour la production de services écosystémiques. Chacune de ces approches souligne la grande diversité des arrangements institutionnels qui peuvent être envisagés autour de la restauration des écosystèmes. Elles soulèvent évidemment de nouvelles questions pour la coordination des acteurs autour de ces investissements fortement spécifiques.

---

<sup>43</sup> Il s'agit d'un exemple hypothétique, cependant, le récent label « BiodiverCity » lancé en 2013 par le Conseil International Biodiversité et Immobilier semble vouloir s'inscrire dans cette voie.

## ***Conclusion***

Comme nous l'avons évoqué dans l'introduction, cette thèse traduit notre volonté de participer au développement d'une économie de la biodiversité, fondée sur le constat de l'érosion du capital naturel et des services écosystémiques qu'il fournit, et qui cherche à répondre à des questions spécifiques à cet objet d'étude. Des questions relatives à la mise en œuvre de politiques publiques environnementales comme celles qui visent la restauration de 15% des écosystèmes dégradés d'ici 2020 à l'échelle mondiale. Mais aussi des questions que se pose tout un secteur économique en développement autour de l'investissement et de la valorisation de la biodiversité.

Le développement de ce nouveau champ de recherche nous a amené à nous questionner sur les contraintes économiques à prendre en compte dans les projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes aquatiques. Pour cela, nous avons choisi de développer nos travaux dans plusieurs directions tant du point de vue de l'approche que de la méthode.

Au niveau de notre approche, nous avons choisi de commencer notre travail par un diagnostic de la situation qui s'est opéré en deux temps. Un diagnostic collectif, qui a été l'occasion de rencontrer des acteurs du secteur pour ajuster nos questionnements aux problèmes auxquels font face les projets de restauration. La constitution de bases de données qui nous ont permis d'étudier les différents types de projets et leurs caractéristiques.

Au niveau méthodologique, nous avons eu recours à différents outils analytiques : des études bibliographiques pour mieux définir nos objets d'étude ; des analyses statistiques afin de produire des résultats quantitatifs et de tester nos propositions ; des analyses qualitatives menées sur des terrains d'étude afin de mieux appréhender la complexité et la spécificité des investissements dans la restauration écologique, dans des contextes précis.

Cette diversité d'approches et de méthodes nous a permis de réaliser un travail théorique et empirique ayant une visée opérationnelle pour la mise en œuvre de politiques publiques en rapport avec l'investissement dans les écosystèmes aquatiques.

Au niveau théorique, nous avons choisi de développer notre travail dans le cadre de l'économie néo-institutionnelle qui s'attache à étudier le rôle des institutions et des organisations dans la coordination des échanges économiques. Deux points ressortent particulièrement :

- Premièrement, notre travail souligne l'importance du respect d'un niveau élevé de spécificité des écosystèmes aquatiques, ce dernier conditionnant le niveau de production de services écosystémiques et leur qualité. Cependant notre travail montre aussi qu'un degré trop élevé de spécificité constitue un obstacle à l'investissement. Cette analyse permet finalement de souligner la tension et les compromis qui doivent

être envisagés lorsqu'une politique environnementale vise à faire respecter un objectif de conservation exigeant tout en créant des conditions suffisamment souples pour que l'objectif de création d'un nouveau secteur économique, fondé sur l'investissement dans la restauration d'écosystèmes aquatiques, puisse être atteint.

- Deuxièmement, nous avons mis en évidence qu'il était nécessaire de mettre en place des dispositifs de coordination adaptés à la diversité et à la complexité des écosystèmes. Augmenter l'investissement (public ou privé) dans les écosystèmes aquatiques passe par le développement d'institutions et de formes organisationnelles permettant de réduire les coûts de transaction pour les investisseurs potentiels.

Ce type d'analyse est à notre connaissance assez nouveau, tant du point de vue de l'objet d'étude que représente la biodiversité pour le cadre théorique de l'économie néo-institutionnel, que pour l'usage de ce dernier dans le champ de la conservation.

Nous souhaitons aussi souligner les apports opérationnels de ce travail :

- Premièrement, notre analyse du système des banques de compensation permet d'expliquer son succès, vis-à-vis du système de permis de compensation standard, à partir de trois résultats clés. L'augmentation des surfaces sur lesquelles sont mises en place les actions de compensation permet (1) une augmentation de l'efficacité environnementale des actions et (2) une diminution des coûts de transaction pour l'administration correspondant à un gain d'efficacité du système de régulation. L'émergence du marché de la compensation se traduit par (3) plus d'incitations à l'investissement dans la biodiversité, alors que l'approche traditionnelle du permis individuel standard est perçue comme une contrainte au développement.
- Deuxièmement, notre analyse en termes de coûts de transaction, notamment vis-à-vis de la spécificité du capital naturel, souligne les limites du principe même de compensation écologique puisque les coûts de transaction à surmonter pour atteindre une équivalence parfaite pourraient très vite apparaître comme socialement disproportionnés au regard des bénéfices écologiques générés.
- Troisièmement, notre travail permet de mettre en avant le besoin d'adéquation entre le contexte institutionnel dans lequel les projets de restauration des écosystèmes aquatiques sont mis en place et les outils d'évaluation utilisés pour produire un langage commun entre acteurs, de manière à structurer les négociations autour des objectifs des projets dès leur conception.



A l'issu de ce travail de thèse, nous avons finalement pu identifier trois types de contraintes qui pèsent sur les investisseurs (privés ou publics) à l'origine des projets de restauration des écosystèmes aquatiques :

- Des contraintes liées aux coûts. Dans un premier temps, nous avons identifié le rôle clé de certains éléments de la fonction de coût de restauration : le type d'écosystème, le contexte institutionnel, le degré de perturbation, l'ampleur des travaux, le climat et la taille des projets. Dans un second temps, nous nous sommes penchés sur les coûts de transaction liés aux projets, en abandonnant l'approche comptable pour raisonner à partir des caractéristiques des transactions qui sont à l'origine de ces coûts : la spécificité des actifs, l'incertitude et la fréquence des interactions entre les acteurs d'un projet.
- Des contraintes liées à l'organisation des acteurs. Les réflexions autour des coûts de transaction nous ont amené à nous intéresser à l'organisation des acteurs dans les projets de restauration. Nos analyses permettent de souligner que les investissements dans la restauration sont rarement pris en charge par des marchés ou par des firmes et sont plutôt encadrés par des formes hybrides originales. Ces formes organisationnelles semblent particulièrement bien adaptées à la spécificité des investissements dans les écosystèmes aquatiques dont la manipulation est entourée d'une grande incertitude.
- Des contraintes liées à l'environnement institutionnel. Notre travail souligne aussi l'importance de l'environnement institutionnel qui entoure un projet de restauration. Nous avons notamment mis en évidence l'importance de la régulation dans la définition de l'exigence écologique des projets et le contrôle des pratiques de restauration.

Cependant, il convient de souligner plusieurs limites à notre travail :

- La première limite de notre approche est liée au fait que, comme le souligne la théorie, chaque transaction a ses caractéristiques propres et est intégrée à un environnement institutionnel particulier qui rend difficile la conception de règles ou de normes qui soient intégralement transférables d'une situation étudiée à une situation donnée.
- Le choix de l'application de la théorie néo-institutionnelle limite aussi notre travail aux aspects que ce champ théorique considère. Il est ainsi probable que d'autres contraintes économiques existent mais n'aient pas été étudiées dans ce travail. De la même manière, l'approche par les caractéristiques des transactions (sources des coûts de transaction) rend le concept flou pour certains acteurs qui lui préfèrent une approche comptable (coûts d'administration, de contrôles, etc.), plus facile à manipuler lorsqu'il s'agit d'améliorer la conception de politiques publiques par exemple.

En conclusion, notre travail montre l'existence de contraintes économiques spécifiques pour les projets d'investissement dans la biodiversité, ce qui nécessite d'adapter les cadres théoriques

existants pour faire émerger une véritable économie de la biodiversité afin de poursuivre l'identification de ces contraintes et l'élaboration de réponses théoriques et opérationnelles.

**PARTIE II**  
**DIAGNOSTIC POUR LA CARACTÉRISATION DES PROJETS**

# Chapitre 1 - Enjeux économiques autour des actions de restauration et de compensation

Scemama Pierre et Levrel Harold

*Publié dans Natures, Sciences, Sociétés, 20, 478-481, 2012.*

(Atelier, Issy-les-Moulineaux, 22-23 novembre 2011)

## **1. Introduction**

La restauration des écosystèmes aquatiques apparaît aujourd'hui comme un outil d'aménagement du territoire dont les modalités d'application et les objectifs poursuivis sont liés au cadre institutionnel dans lequel elles s'inscrivent (mesure compensatoire ou amélioration de la qualité environnementale des milieux). Pour les acteurs, la définition des objectifs environnementaux est liée à un arbitrage entre viabilité économique et viabilité écologique, auquel correspond des stratégies organisationnelles et financières différentes. Organisé par l'Ifremer avec le soutien de l'Onema (Office national de l'eau et des milieux aquatiques), l'atelier « Enjeux économiques autour des actions de restauration et de compensation » avait pour but de discuter les objectifs des organismes publics et privés intéressés ou concernés par ces actions, les contraintes économiques auxquelles ils doivent faire face et les stratégies qu'ils adoptent. L'atelier était divisé en trois demi-journées structurées autour de thèmes spécifiques : le principe de compensation, le calcul de l'équivalence et les actions de restauration écologique. Les participants, qui avaient été choisis de façon à discuter une diversité de démarches et de réflexions économiques autour de chacune de ces problématiques, étaient des scientifiques, des agents de collectivités locales et d'administrations centrales, des élus et des représentants de sociétés privées intéressés par les enjeux économiques associés aux actions de restauration et de compensation environnementales.

## **2. La compensation**

La réglementation française oblige aujourd'hui les projets d'aménagement à respecter une démarche de compensation des impacts environnementaux qui n'ont pas pu être évités et réduits lors de leur conception. Les porteurs de projets font généralement appel à des bureaux d'études spécialisés qui réalisent les études d'impact et élaborent les mesures compensatoires de manière à

ce que les projets soient autorisés par l'État. Il semblerait qu'aujourd'hui les mesures compensatoires mises en œuvre en France ne bénéficient pas de l'encadrement réglementaire permettant de garantir leur qualité. Cela est lié, en premier lieu, au manque de critères objectifs pour fonder les décisions de justice prises dans ce domaine (Pierre Boyer, juriste, Onema). Il apparaît, en particulier, qu'il existe une grande inefficacité procédurale du fait d'une absence de référentiels écologiques sur lesquels le corps juridique pourrait s'appuyer, mais aussi d'un manque de connaissances juridiques des ingénieurs écologues chargés de la justification des questions de compensation. Cela conduit à des imprécisions dans les termes, voire à une application très hétérogène de la loi. Au niveau réglementaire, le CGEDD (Conseil général de l'environnement et du développement durable<sup>44</sup>), qui traite les dossiers des grands projets d'aménagement (réseaux routiers, ferroviaires...), souligne l'absence presque totale d'analyse économique dans le cadre des mesures compensatoires. La biodiversité n'apparaît pas dans les analyses coûts-bénéfices, ce qui ne permet pas d'arbitrer entre différentes options de grands projets d'infrastructure. De plus, le traitement des objectifs et du suivi des mesures compensatoires semble ne pas être effectué sérieusement dans ces dossiers, conduisant parfois à des aberrations, comme la destruction, par de nouveaux projets, de mesures compensatoires mises en place dans le cadre d'aménagements antérieurs (Michel Badré, président de l'Autorité environnementale du CGEDD). On peut aussi souligner la prédominance du choix des mesures compensatoires sur la base du moins disant concernant les coûts des projets plutôt que du mieux disant concernant leur qualité. Ainsi, pour les bureaux d'étude, l'objectif d'une commande (publique ou privée) est avant tout l'obtention d'un permis d'aménagement au moindre coût (Sylvain Pioch, biogéographe, Centre d'écologie fonctionnelle et évolutive [CEFE], Université de Montpellier). Tant que les conditions d'attribution des permis ne seront pas plus strictes, les évaluations produites par les bureaux d'étude ne pourront pas se permettre d'être plus exigeantes en termes d'offre de prestation.

Cependant, certains acteurs de la compensation se positionnent sur un « marché de la qualité ». C'est notamment le cas de l'initiative portée par la CDC Biodiversité<sup>45</sup>. Cet acteur propose une offre construite sur un modèle économique innovant. Il consiste en la vente d'unités de biodiversité pour la compensation (Philippe Thiévent, directeur de la CDC Biodiversité). Ces unités ont été générées par un investissement important dans la restauration d'habitats (12,5 millions d'euros pour 357 hectares) et sont destinées à être vendues pour compenser des impacts sur des habitats

---

<sup>44</sup> Le CGEDD est placé sous l'autorité du ministère de l'Écologie, du Développement durable et de l'Énergie (MEDDE).

<sup>45</sup> CDC Biodiversité est une filiale de la Caisse des Dépôts, lancée en février 2008. Elle intervient auprès des entreprises, des collectivités, des maîtres d'ouvrage et des pouvoirs publics, dans leurs actions en faveur de la biodiversité : de la restauration, reconquête, gestion, valorisation à la compensation.

similaires. Cependant, le développement de ce type d'offre se heurte à deux problèmes-clés. Le premier est que la demande pour une offre de compensation de qualité est rare du fait du coût des actions de restauration associées. Ainsi, une telle demande apparaît uniquement dans des contextes où il existe une forte opposition aux projets d'aménagement, du fait d'impacts environnementaux majeurs. De ce fait, le coût de la compensation est largement lié à la négociation autour des objectifs environnementaux à atteindre. Il est possible de citer à ce sujet l'exemple de l'extension du port du Havre (Port 2000) qui, a dû investir près de 50 millions d'euros dans les mesures compensatoires et les mesures d'accompagnement (Stéphanie Moussard, chargée de mission « Restauration et reconquête », Groupement d'intérêt public [GIP] Seine-Aval). Le deuxième problème concerne la difficulté qui existe à trouver des projets dont les impacts portent véritablement sur des habitats équivalents à ceux restaurés. La CDC a ainsi profité d'une certaine tolérance<sup>46</sup> de l'État pour pouvoir vendre des unités de biodiversité pour la compensation des impacts écologiques de deux projets (38 000€ par hectare).

Une autre dimension importante des mesures compensatoires est leur dimension adaptative, que cela concerne la procédure de mise en œuvre ou les objectifs écologiques. On ne peut pas prévoir avec certitude les résultats écologiques d'une action de restauration et il faut donc s'adapter en temps réel. Dans le cas de Port 2000, les objectifs écologiques des mesures de compensation ont ainsi dû être redéfinis après que les premières réponses écologiques aux actions de restauration n'aient pas été celles attendues. Le problème est que l'adaptation des mesures et des objectifs ne s'est pas faite de manière concertée, ce qui a rendu plus complexe les négociations (S. Moussard).

### ***3. L'équivalence écologique***

La définition des objectifs de restauration ou de compensation pose des questions méthodologiques qui peuvent être analysées à travers le prisme de l'équivalence écologique, soit la correspondance entre l'état visé et l'état idéal.

L'équivalence écologique se présente ainsi comme un outil de dimensionnement des actions de compensation (gains écologiques) à mettre en œuvre au regard d'impacts spécifiques (pertes écologiques). Le processus proposé par Fabien Quétier (écologue, directeur d'études, service « Conservation de la biodiversité », BIOTOPE) pour le calcul de l'équivalence, permet de mettre en évidence cinq points critiques du dimensionnement et de la conception des mesures

---

<sup>46</sup> L'Espad (Établissement public d'aménagement et de développement) Ouest-Provence devait recréer 100 ha d'écosystème agropastoral (prairie sèche comparable au coussoul en termes de potentiel d'accueil de biodiversité), afin de compenser les impacts liés au projet de plateforme logistique Clesud. Les services de l'État ont accepté de réduire la surface de compensation à environ 50 ha à condition que la compensation soit atteinte par le biais de l'achat d'unités de biodiversité à la réserve d'actifs naturels de CDC Biodiversité.

compensatoires : (1) l'identification des enjeux de biodiversité, (2) l'évaluation des pertes liées à l'impact, (3) l'évaluation des gains des actions de compensation pour chaque enjeu, (4) le dimensionnement des actions pour chaque enjeu et (5) l'optimisation de la mise en œuvre des actions de compensation d'un point de vue écologique (recherche de synergies entre plusieurs objectifs écologiques) et technique (coûts minimums). Le calcul de l'équivalence repose sur l'utilisation de méthodes qui nécessitent de clarifier trois éléments : la définition d'une métrique pour caractériser l'objet à mesurer, la mise en place d'un système de suivi associé à cette métrique et l'intégration du calcul dans un processus institutionnel contrôlé par un acteur régulateur (F. Quétier et S. Pioch). Parmi ces méthodes, la méthode HEA (*Habitat Equivalency Analysis*), couramment appliquée aux États-Unis pour le traitement des problèmes de dimensionnement des mesures compensatoires dans le cas d'impacts accidentels, envisage l'équivalence en unités d'hectares de services par an actualisées. Cette méthode est appliquée dans un contexte institutionnel et à travers un cahier des charges précis qui n'existe actuellement pas en France. Mais elle a cependant été retenue pour le calcul de la compensation associée à des impacts accidentels dans le cadre de la Loi sur la responsabilité environnementale (Hélène Gaubert, chargée d'étude « Sols, milieux et responsabilité environnementale », MEDDE).

Cela explique pourquoi le ministère travaille à la définition d'une doctrine nationale autour de l'équivalence écologique afin de délimiter un cadre réglementaire précis pour permettre d'intégrer le respect de la séquence Éviter-Réduire-Compenser et de l'équivalence écologique en amont de la décision d'aménagement (Delphine Morandea, chargée d'étude « Biodiversité et entreprises », MEDDE). Le calcul de l'équivalence nécessite de disposer de données concernant les actions de restauration déjà réalisées afin d'anticiper au mieux les réponses de l'environnement à ces dernières. La constitution de telles bases de données devrait suivre des procédures standardisées, ce qui permettrait aussi de simplifier la mise en œuvre du suivi et du contrôle des engagements et représenterait une économie de coûts de transaction pour les porteurs de projets et les services instructeurs (Émilie Crouzat, ingénieure en sciences de l'environnement, laboratoire d'écologie alpine [LECA], Grenoble). Dans ce sens, on peut souligner la mise en place d'une norme AFNOR pour garantir certaines compétences de la part des prestataires qui se revendiquent du génie écologique (Patrice Valantin, PDG de Dervenn), ou encore l'ensemble des réflexions qui ont lieu au niveau national autour du concept d'équivalence écologique.

#### **4. La restauration**

La constitution de bases de données se heurte à la difficulté qui existe aujourd'hui à évaluer l'efficacité d'une mesure de restauration. Il y a notamment un manque de données de suivi

permettant de comparer les effets des actions de restauration (Véronique Nicolas, chargée de mission « Ingénierie écologique », Onema). Cette difficulté est d'autant plus forte que chaque action s'inscrit dans un contexte de négociation particulier et qu'elle concerne des écosystèmes qui sont constitués de plusieurs compartiments qui ne réagissent pas tous de la même façon. Cela pose des problèmes concernant le choix de la temporalité et de la localisation des mesures à mettre en œuvre.

Les actions de restauration s'inscrivent dans des cadres décisionnels et institutionnels variés qui induisent des objectifs écologiques et des contraintes financières qui sont parfois difficiles à anticiper du fait de l'incertitude associée à la manipulation du vivant. Ces cadres peuvent être liés à des contextes réglementaires qui visent à atteindre des objectifs de bon état écologique. Les Agences de l'eau, par exemple, procèdent à des opérations de restauration, financées par les redevances sur l'usage de l'eau, afin de respecter les objectifs de la Directive cadre sur l'eau. Dans le cas de la politique de conservation des espaces naturels sensibles, le financement provient d'une taxe départementale dédiée (Taxe départementale des espaces naturels sensibles [TDENS]) qui, dans le contexte des fortes pressions anthropiques du département du Nord, permet de mettre en place des opérations de restauration de grande envergure (Samuel Lelièvre, ingénieur écologue, Conseil général du Nord). Ce type d'opérations de restauration peut aussi intégrer des objectifs économiques, comme celui de redynamiser un territoire par la restauration d'un paysage touristique (Jean-Pierre Argoud, technicien de rivière, Conseil général de Savoie). D'autres actions, portées par des opérateurs privés, apparaissent plus comme des actions de recherche et développement, dont on attend une valorisation commerciale et qui sont fondées sur un modèle économique précis (Éric Blin, directeur du centre de compétences des milieux aquatiques, Lyonnaise des eaux).

## ***5. Conclusion***

Cet atelier a été l'occasion de mettre en exergue certains points-clés de l'investissement dans la biodiversité à travers les actions de restauration et de compensation. La diversité des acteurs impliqués induit une grande diversité de stratégies. Elles doivent cependant faire face à l'incertitude qui caractérise les opérations de manipulation du vivant. Il semblerait ainsi nécessaire d'encourager la création d'institutions flexibles autour des processus de mise en œuvre des actions de restauration ou de compensation afin de faciliter l'investissement dans la biodiversité à l'échelle des territoires concernés. Cela offrirait aux acteurs la possibilité d'entrer dans des démarches participatives et d'apprentissage collectif concernant la définition des objectifs et la mise en œuvre de procédures de gestion commune du bien public que représentent les milieux aquatiques. Les recommandations faites durant cet atelier visent à encourager la prise en compte de l'histoire des territoires et des



modes de gestion locaux pour la réalisation de mesures compensatoires qui ont du sens. C'est dans cette voie que se positionne l'approche adoptée par l'entreprise Dervenn qui propose de considérer les mesures compensatoires comme des opportunités d'investissement dans le capital naturel, parmi d'autres, encadrées par une gouvernance locale des biens communs (P. Valantin). Cela doit s'accompagner de la mise en place de référentiels écologiques précis et exigeants, de procédures strictes et de moyens dédiés afin de créer les conditions de stabilité institutionnelle nécessaire à une régulation publique efficace des actions associées aux mesures d'investissement dans la biodiversité. Ces changements institutionnels peuvent aussi conduire à l'émergence de marchés pour les actifs environnementaux, comme c'est notamment le cas aux États-Unis, et dont les modalités sont aujourd'hui explorées à travers des projets pilotes lancés par le MEDDE.

## ***Remerciements***

Les auteurs remercient l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (partenariat Onema – Ifremer 2011) pour son appui dans l'organisation de cet atelier.

# Chapitre 2 - Factors influencing the cost of ecological restoration: a review of aquatic ecosystems

Scemama Pierre et Levrel Harold

*Soumis à Environmental Science and Policy*

## **Abstract**

The cost of restoration projects conditions investment in biodiversity. It is therefore important to assess the factors impacting cost to enable investors (reserve managers, policy makers, firms, mitigation bank, environmental agencies...) to anticipate how much they will have to pay when they plan to restore ecosystems.

In this paper, we have carried out a review of both scientific and grey literature, built three databases, and produced statistical analyses in order to model the cost of restoring aquatic ecosystems (marine and inland waters).

Our first result is that the costs of restoration are highly variable. We have identified factors that explain this variability: (1) the type of aquatic ecosystems restored, (2) the institutional context, (3) the degree of perturbation, (4) the amount of work required for restoration, (5) the impact of climate and (6) the size of the restoration project. Indeed, the principle of economies of scale appears to play an important part in restoration projects. We thus proceeded to model the economic function in restoration project costs, the sine qua non for encouraging investment in natural capital.

## **Keywords**

Cost analysis ; Restoration ; Aquatic Ecosystems

## **1. Introduction**

In its 2011-2020 Strategic Plan for Biodiversity, the Convention on Biological Diversity specifies that one of the main goals is to “restore at least 15% of degraded areas through conservation and restoration activities” (CDB, 2011). The benefits and the cost of restoration projects must be fully understood in order to understand the economic constraints and opportunities inherent in these projects. Indeed, any investor (reserve managers, policy maker, mitigation bank, environmental agency...), whatever the reason for investing in natural capital, needs to know the benefits (in terms of number of species, saving money, individual well-being or any other proxy of individual or social goals) and the cost of the investment. This information is necessary to compare alternative options for restoration in a cost-benefit analysis.

Most of the work carried out by ecological economists on ecological restoration projects focuses on calculating the Total Economic Value (TEV) of the benefits delivered by ecosystems and the opportunity costs linked to different restoration scenarios (Aronson et al., 2010 ; Barbier et al., 2009 ; Goldstein et al., 2008 ; Holmes et al., 2004 ; Millenium Ecosystem Assessment, 2005 ; TEEB, 2010 ; Pearce, 2007). The costs of ecosystem restoration projects are often included in TEV, using restoration cost as a proxy of the non-use or the non-market value (Dunford et al., 2004; National Research Council, 2004). This replacement cost method is open to debate as the cost of restoration can actually be higher or lower than the value of the components of the biodiversity restored (EPA, 2009). However, another issue has not, as yet, been included in this debate: what is the variability of the restoration cost and how may it influence the reliability of this method?

Information on the costs of restoration is poorly analysed in literature in comparison with the values of restoration (TEEB, 2010). For example, more than 2500 studies on the valuation of the benefits of biodiversity and ecosystem services are included in a review on benefit transfer in 2006 (Wilson and Hoehn, 2006) while only 96 studies are covered in 2010 in a review of the cost of restoration (Neßhöver et al., 2009). Also, few publications specifically analyse the variability of the costs of restoration (Aronson et al., 2007; Dorrough et al., 2008; Vaissiere et al., 2013).

The purpose of this paper is to determinate the factors influencing the level of restoration costs; our analysis focuses on the restoration of aquatic ecosystems. It appears the only researcher who has addressed this topic so far is Bernhardt et al. (2005). His review was based on a large number of projects and highlighted how funds and efforts dedicated to stream restoration were allocated in the USA. The review focused on US rivers from 1990 to 2003 and is based on multiple grey literature sources.

In this paper, we will go much further in the explanation of factors conditioning the costs observed and discuss the robustness and reliability of the assessment of restoration cost. Our aim is also to discuss the usefulness of this information on restoration cost in terms of building a cost-function that can be used by investors who seek to anticipate how much they will have to pay when planning to restore ecosystems or economists who want to use these estimations as a proxy of ecosystem services values. To this end, we have reviewed both scientific and grey literature, built three databases, and conducted statistical analyses.

In the first section, we describe the materials used and the method adopted. In the second section, the results are presented. In the last section, these results are compared with the ones that appear in scientific literature. We then draw certain conclusions in terms of the building and use of a restoration cost function.

## ***2. Material and method***

We decided to conduct an analysis based on different sources of information in order to take account of both scientific and grey literature. We first performed a systematic review of scientific literature, looking for information on the cost of restoring aquatic ecosystems ; we then used a compendium published by ONEMA (French National Agency for Water and Aquatic Ecosystems) on stream restoration projects in France ; and finally, we reviewed restoration action in the USA to offset accidental impacts under the *Oil Pollution Act (OPA)* and the *Comprehensive Environmental Response, Compensation and Liability Act (CERCLA commonly known as Superfund Act)*.

We made a statistical analysis in accordance with the quality and quantity of information in each database, a descriptive analysis using the basic “R” software and a factor analysis based on the FactoMineR package (Lê et al., 2008) ; Microsoft Excel was used for graphs.

### ***2.1. Selection of actions in scientific literature***

We used a standardized procedure to select restoration actions in scientific bibliographic databases. Restoration of aquatic ecosystems is a growing field of research, which covers a wide range of fields, particularly considering we are looking for information on cost. Project selection cannot therefore be straightforward; it must draw on a wide array of publications and disciplines<sup>47</sup>. Like other ecological restoration-related literature reviews (e.g. Benayas et al. (2009) in their review on the efficacy of restoration projects), we systematically screened scientific literature to collect information on the costs of restoration actions in the ISI Web of Knowledge (WOK) database.

---

<sup>47</sup> See for example March et al. (2012) who encountered the same problem.

We first launched a search (on April 1st, 2013) on the topics of "ecosystem" OR "environment\*" OR "natural capital" with "restor\*" OR "re-creat\*" OR "rehabilitat\*" as a Title AND "cost" as a Topic. This search produced 584 results; we then applied the "refine" option of WOK to themes dealing with "environmental science ecology", "water resources", "marine freshwater biology" and "biodiversity conservation", thus narrowing our list to 292 papers. We read the title and abstracts of this selection to be sure of focusing on restoration applied to aquatic ecosystems and information on costs. We finally obtained a selection of 44 papers. Every paper was read in order to gather information that could be related to the variability of costs. This last step led us to eliminate 6 additional papers because information on cost was either not available or pertinent or because the targeted ecosystem was not aquatic. In the end, our study was based on 38 papers published in 24 journals<sup>48</sup> (Appendix A). As we sought to analyse the cost of projects (same work, same targeted ecosystem), we considered every project or project alternative presented in each paper separately. We were thus able to collect information on 94 restoration projects. The cost of each project was expressed in USD (2013). When cost was expressed as range or estimated through several sources, we selected the mean value.

## **2.2. *Extraction of information from the ONEMA compendium***

The second analysis was a review of the ONEMA compendium on the hydro-morphological restoration of streams in France. ONEMA is a state agency that was created to support the implementation of water policies under the UE Water Framework Directive (WFD). It contributes to the monitoring of aquatic ecosystems, the control of their uses, and participates in the preservation and restoration of biodiversity by providing technical support to stakeholders at all levels of water management.

This compendium is a set of 86 records representing different restoration projects<sup>49</sup>. Each record follows the same layout but is filed by a different agent. It was designed for decision makers, stakeholders or local partners involved in the management of streams, with the aim of fostering the implementation of new restoration actions. As we are interested in restoration actions only, we eliminated three other actions from our review as their purpose was preservation. We also removed actions with no information on cost or project size, as the focal point of our study is cost per meter of

---

<sup>48</sup> This work has to be compared with the study conducted by Neßhöver et al. (2009) for the TEEB's report. Their work was based on 96 studies, of which 50 focused on aquatic ecosystems. The difference in the number of studies can be explained by the fact that they reviewed both case studies and peer-reviewed papers and did not use a systematic protocol for the selection of peer-reviewed papers (see Aronson et al. [2010]).

<sup>49</sup> The compendium can be found at: <http://www.onema.fr/Hydromorphologie,510>

stream. In the end, we reviewed 74 restoration projects<sup>50</sup> of interest in our analysis. The cost of each project was first converted into Euros (2013 exchange rate) and then into USD (2013 exchange rate) to allow comparison with other databases.

### ***2.3. Extraction of information on compensation action under NRDA***

NRDA provide a strong institutional context since it is based on a US legal norm of no net loss of ecosystem services (mentioned in the CERCLA and the OPA) pertaining to wetlands, birds and the other components of aquatic biodiversity as well as recreational activities connected with the impacted ecosystems. It requires restoration projects to be organized in such a way as to respect equivalency between what has been lost and what will be gained through the restoration project (Dunford et al., 2004; Roach and Wade, 2006).

We reviewed 142 restoration projects relating to compensatory measures for 25 impacts in 14 states. We focused our analysis on the projects that gave information on cost and spatial scale. We thus identified 53 restoration projects. Information on scale was different according to the type of project. Most projects were linked to action implemented in estuaries, shores or wetlands and thus gave information on scale in acres (that we converted into hectares). We ended up with a selection of 40 restoration projects to compensate 14 impacts within the NRDA framework.

## ***3. Results***

### ***3.1. Presentation of databases***

#### ***3.1.1. Scientific literature***

The majority of the papers reviewed in this section come from journals specialized in ecology -, 16 from journals specialized in aquatic ecosystems and 19 from more general journals. Information on the cost of restoring aquatic ecosystems is relatively recent as there are no papers prior to 1992 and over 50% of papers reviewed were published after 2004. Most of the papers dealt with cost as a way to encourage readers better to appreciate the operational aspects of the project. The

---

<sup>50</sup> Again, this part and the following have to be compared to existing work. The review conducted by Bernhardt et al. (2005) is similar to our approach as they also gathered data on cost of restoration projects for rivers from non-peer-reviewed sources; their numbers are, however, much higher than ours as they created a database of 37,099 projects located on US territory. We postulate that focusing on a more specific database enables us to work on more homogeneous data and gather more details on what influences the total cost of projects in France.

breakdown is as follows : mere mention of project costs (18 papers), argument to highlight the method proposed (8), possible discussion for cost-effectiveness analysis (32). Some papers use cost from a more intellectual stance to promote projects using cost-benefit analysis (26) or to propose original discussion on the costs of projects (10). Few details are provided on how information was gathered or operational costs calculated. Monitoring and/or management programs were only mentioned in 38 projects.

The 94 projects enabled us to identify three different kinds of action: restoration (80 projects), rehabilitation (12) and creation (2) of aquatic ecosystems. Most correspond to work done in the United States. Actions target different types of ecosystems, basins (22%), rivers (24%), marine or coastal environments (18%), estuaries (15%) and wetlands (15%). It is also interesting to note that 8% of projects were identified as "structural"; this category encompasses all the actions involved in the creation or destruction of physical capital, (e.g. destruction of a dam, construction of sewage systems to mitigate city pollution or the construction of facilities for recreational users).

### **3.1.2. ONEMA compendium**

We analyzed 74 stream restoration projects implemented between 1996 and 2011. Information regarding project costs designate operational costs. Engineers responsible for filing reports tried to break cost up into categories (cost of studies, land acquisition, work and valorization). As this breakdown is unevenly applied and in order to be consistent with the other two analysis, we will limit our analysis to global project cost. While in literature, management or monitoring are rarely invoked, 95% of the ONEMA projects included monitoring before and/or after action was begun. Contrary to scientific literature, ONEMA projects all focus on the restoration of stream ecosystems, as a consequence size of projects was always expressed in meters.

### **3.1.3. NRDA compensation actions**

We reviewed 41 compensation projects linked to 14 accidental impacts within the NRDA framework. These projects were implemented to compensate the public for loss of services due to environmental damages after accidental pollution. The 41 actions reviewed applied to different types of ecosystems, mostly wetland (21 projects), estuaries and coast (8) and shores (9). This analysis gives us an opportunity to use an original set of data, as restoration actions are all implemented with a view to the ecological compensation of impacts.

## **3.2. *Analysis of project costs***

Information in scientific literature on total project cost is available for only 41 projects; the others provide only operational cost in USD per unit of scale. For these 41 project, total cost ranges

from 560 USD to 2,9 billion USD, with a mean of 174 million USD and a median value of 2 million USD. In comparison, ONEMA projects are much cheaper, with a mean of 519,400 USD. This difference justifies the construction of several databases. In order to compare databases, we will consider operational project costs expressed in USD per unit of scale. Table 26 sets out the descriptive statistics of these cost analyses.

In scientific literature, it is difficult to study the cost per unit of scale (hectares, meters or sites) owing to the high variability. This variability can be explained by the fact that we are comparing actions that have little in common. Indeed, projects target different kinds of ecosystems, they are not always expressed in the same unit (USD/m, USD/ha...) and apply to very different spatial scales (from 0.0625 hectare for the creation of an oyster reef to about 397,700 hectares for basin scale restoration programs)<sup>51</sup>.

	<i>ONEMA</i>	<i>NRDA</i>	<i>Literature</i>
<b><u>Size of sample</u></b>	74	41	94
<b><u>Unit</u></b>	USD /ha	USD /ha	variable
<b><u>Mean</u></b>	60306	320,167	701713
<b><u>Standard-error</u></b>	11327	78,051	555496
<b><u>Median</u></b>	23610	78,789	19786
<b><u>Std-deviation</u></b>	97442	499,770	5385738
<b><u>Variance</u></b>	9,4.10 <sup>9</sup>	2,4.10 <sup>11</sup>	2,9.10 <sup>13</sup>
<b><u>Range</u></b>	597352	2,389,679	52,222,219
<b><u>Minimum</u></b>	741	3269	2,7
<b><u>Maximum</u></b>	598094	2,392,948	52,222,222

Table 26 - Descriptive statistics of the cost variable for each database

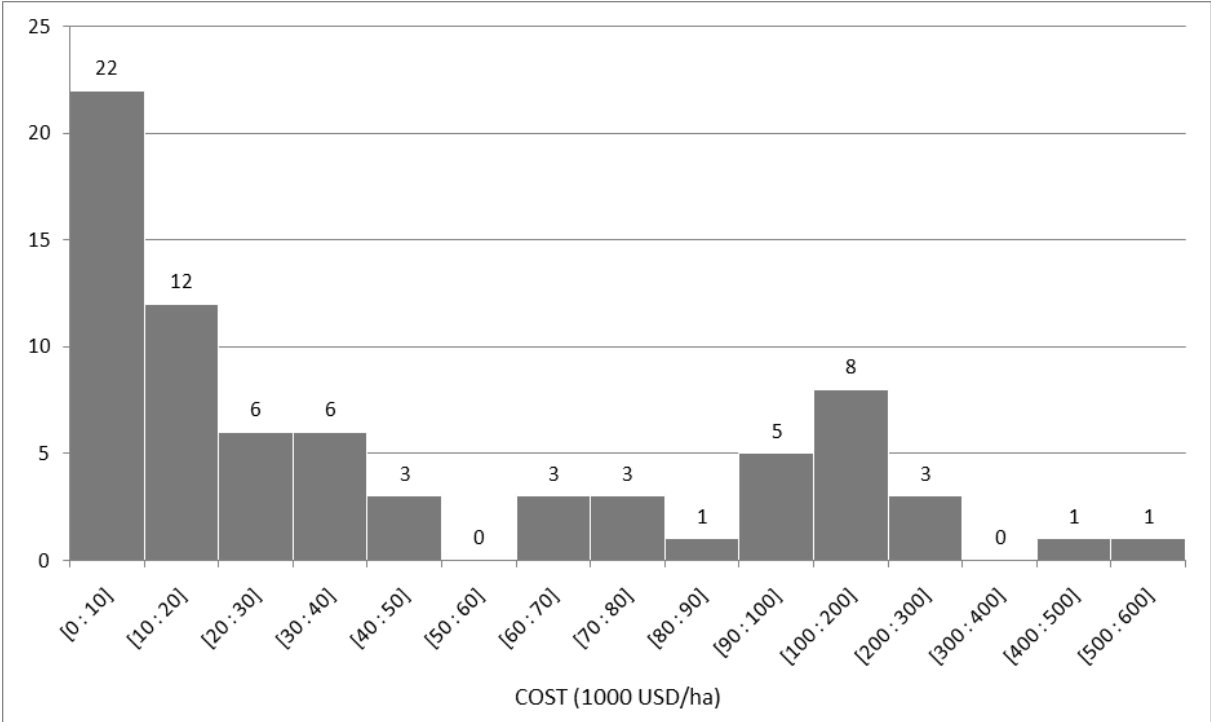
However, if we focus the analysis on the restoration of rivers in France using ONEMA projects, we can reduce this variability. The range is now 597,352 USD/m (Table 26), as opposed to 52 million USD in the literature review. However, cost variability remains high and the small size of our sample makes statistical analysis tricky. As we can see in Figure 33, cost distribution shows that the majority of projects come within 0 and 1,000 USD/m ; also, the number of project decreases as cost per meter increases. It is therefore necessary to explore the extreme values.

Two projects in the ONEMA database are noteworthy due to their very high cost: 417,300 USD/m and 598,000 USD/m. The first involves reopening a stream in a urban area, and the second the demolition of a hydroelectric dam. They are both small actions covering 200 and 50 meters respectively. Conversely, the two projects with the cheapest price per meter - 7,500 USD/m and 10,000 USD/m – consist in rewetting meanders and reducing impacts due to three small ponds. These two projects cover very long stretches of stream - 11,000 and 8,000 meters respectively. These

<sup>51</sup> In order to be able to compare all projects, we converted cost for river expressed in meters in hectare. We relied on the assumption that effects of restoration are expressed at 50 meters distance of the stream on each bank, according to this assumption we multiplied cost of projects by 100.



projects differ in two ways: the projects with the higher cost per meter are implemented on a smaller scale and involve infrastructure. We will develop these two points later on.



**Figure 33 - Distribution of the cost variable in ONEMA projects (vertical line represents a change in the interval on the horizontal axis)**

Table 26 also sets out the cost per hectare of projects from the NRDA database. This distribution shows considerable variability (Figure 34). We again wish to focus on certain projects that stand out owing to their extreme cost. The most expensive (2.3 million USD/ha) is a project to create and implement a small artificial reef (0.17 ha), followed by a project to destroy infrastructure (1.7 million USD/ha). This shows that restoration implying structural action is the most expensive. At the opposite extreme, we have projects that involve just a small number of field actions - mostly acquisition and/or uprooting of invasive species. This tends to show that while the set of projects is implemented in the same framework, we are dealing with very different kinds of projects, with different characteristics and different costs.

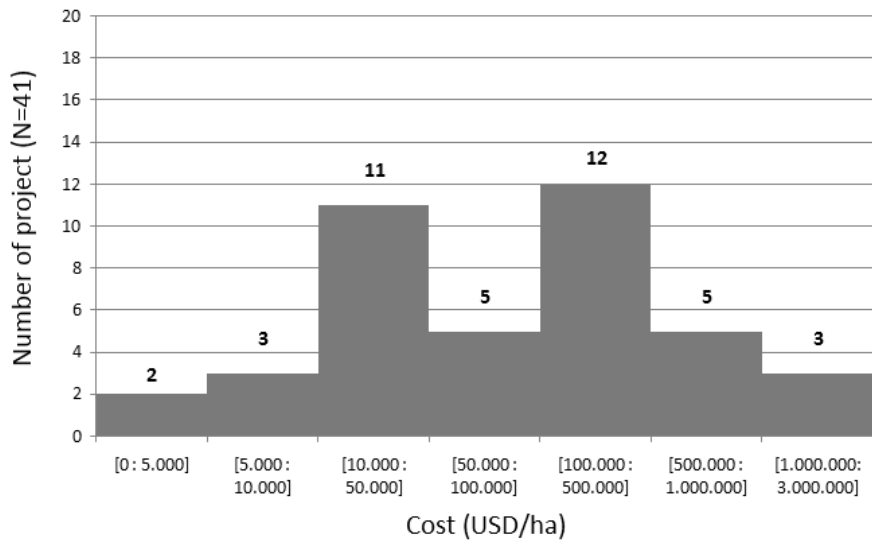


Figure 34 - Distribution of the cost variable for NRDA projects

The objective of this paper was to rely on different sources of information in order to improve our understanding of cost variability. We thus completed our analysis of scientific literature by drawing on two other databases. The aim was to focus on a specific territory (France in the case of ONEMA and USA for NRDA) and a specific institutional framework (the European Water Framework Directive in the case of ONEMA and the NRDA framework). As shown in Figure 35, this reduction of scope reduces cost variability. Our goal is better to understand the levers that explain this variability.

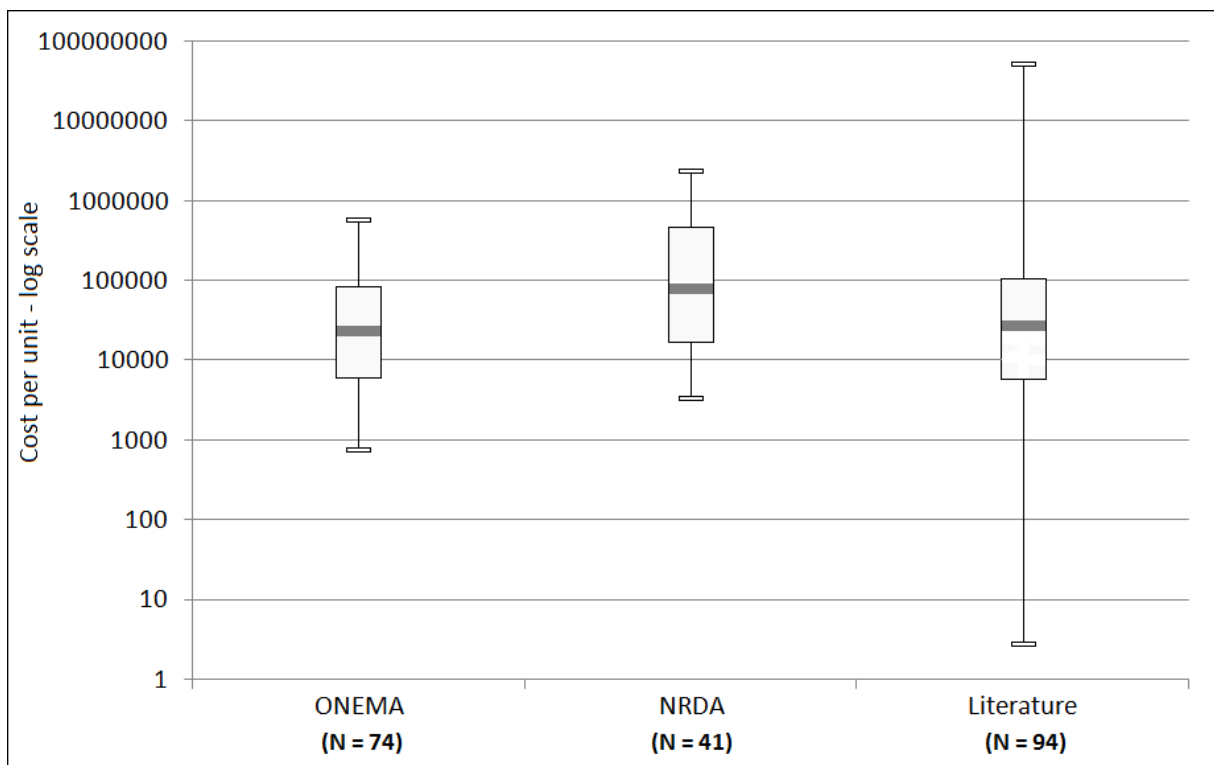


Figure 35 - Box plot of the cost variable for each database (extremes indicate minimum and maximum values; the size of the box is limited by the first and third quartile and the middle line indicates the median value of the sample).

### 3.2.1. The type of ecosystems

In order to compare project costs, we divided actions according to the type of targeted ecosystem, and we studied the cost per unit of scale (per meter for rivers, per site for structures and per hectare for others<sup>52</sup>). While ONEMA projects only concern actions on rivers, projects from scientific literature and from the NRDA target different types of ecosystems. Figure 36 presents project cost variability from all databases according to the targeted ecosystem. The ecosystem-related difference in cost is high.

In scientific literature, the most expensive projects concern marine and coastal ecosystems, with a mean cost of about 395,000 USD/ha. Actions involving a strategic approach at basin scale (e.g. creation of filter strip, restoration of fens) cost an average of 11,777 USD/ha and are thus cheaper than direct actions on aquatic ecosystems such as estuaries (133,383 USD/ha) or wetlands (124,854 USD/ha).

Similarly, the greatest costs are borne by projects involving structural intervention (e.g. construction of structures to improve access for recreational users or construction of waste water treatment plants). It is hard to compare with other projects as costs are expressed per intervention. Nevertheless, this result is very interesting as it means that intervention involving physical capital (destruction or implementation) is more expensive than intervention on natural capital.

Finally, we can note there is a huge difference in maximum and minimum costs for each type of ecosystem. In the case of marine and coastal ecosystems, the least expensive project costs 188 USD/ha. It is a mangrove restoration project in Vietnam. The most expensive (2,5 millions USD/ha) is a kelp restoration project in Washington State (USA). Similarly, the cheapest project applied at basin scale (2,7 USD/ha) entails passive restoration linked to a change in grazing in South Africa, whereas the most expensive (92.370 USD/ha) involves strategic restoration of riparian wetland to improve the natural functioning of the Rio Grande in New Mexico (USA). These first results illustrate the great variability in the costs of action involving investment in aquatic ecosystems. This review of scientific literature on investment in aquatic ecosystems shows that restoration can designate different types of actions, applied to different types of ecosystems and gives an insight into the importance of location (bio-geo-climatic environment) and targeted issues.

---

<sup>52</sup> For each type of ecosystem, some actions give information on cost in different units from the one selected, for example by meter for a major program of hedge restoration at basin scale, usually expressed in hectares, or by project for the restoration of a coral reef included in the marine and coastal category. When it was not possible to convert these costs into the unit selected (in nine cases), information was set aside.

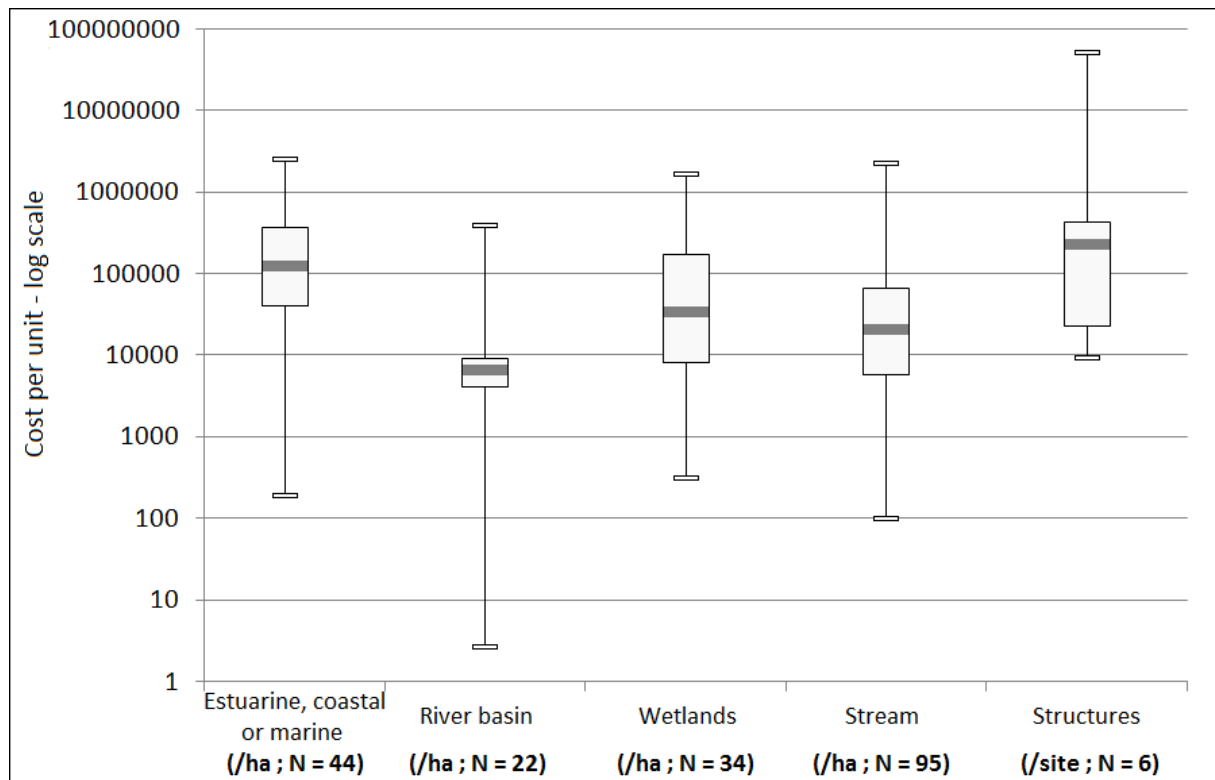
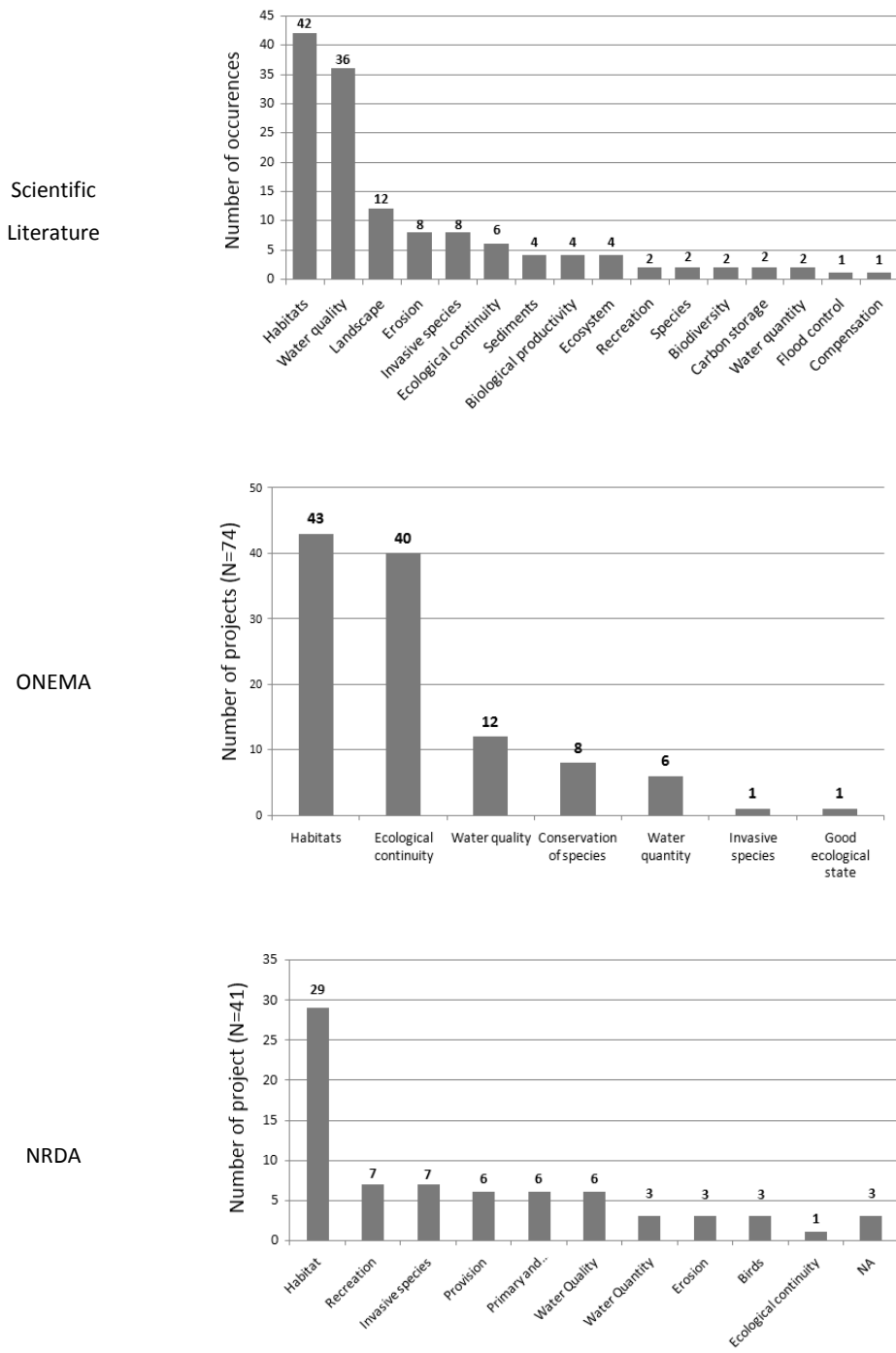


Figure 36 - Box plot of the cost variable for each ecosystem using data from all databases (extremes indicate minimum and maximum values, the size of the box is limited by the first and third quartile and middle line indicates the median value of the sample).

### 3.2.2. The institutional context

As we mentioned, reducing the scope of our analysis was aimed at seeing if a specific institutional context would bring up a more homogeneous type of projects.

This reduction in scope appears when we study the different issues tackled by projects according to database (Figure 37). The review of scientific literature revealed 16 different issues. A single project may deal explicitly with several issues (between 1 and 4). We therefore measured the number of occurrences of each issue. The principal issues tackled are 'habitats' in 42 projects, followed by 'water quality' (36) and 'landscape' (12). In ONEMA projects, seven issues were identified. The two issues most closely linked to restoration are the 'good state of habitats' and 'ecological continuity'; they represent more than 70% of the total. In the case of NRDA projects, 10 issues were identified, expressed in terms of ecological services.



**Figure 37 - Issues tackled by projects in each database**

Projects targeting different issues will have different objectives and meet different obstacles; we can expect this to affect the cost of projects. For example, in the NRDA framework, there are two original types of projects targeting birds and recreational services. Birds are targeted by restoration projects as they need specific compensation measures since they require different types of ecosystems in the course of their life cycle (a place to nest, to eat, etc.). An accidental impact on a bird population may call for a specific measure of compensation. In the NRDA framework,

recreational services have to be compensated and programs usually include specific actions - such as the creation of ramps for leisure boats, that have been excluded from this part of the analysis. In our study, projects targeting recreational services were mostly linked to the acquisition of land to be preserved so that recreational users are sure to be able to continue their activities. These two types of projects necessarily implied different objectives and thus different costs.

**3.2.3. Degree of perturbation**

As we noted, projects concerning manufactured capital (structure) have higher costs than projects concerning natural capital. There is a link between the degree of perturbation and the cost of projects. As we can see in Figure 38, restoration can be implemented to face different types of pressure; our review of scientific literature mainly concerned projects associated with multiple pressure (32%). It is worth noting that mean project cost varies according to the type of pressure. For example, it is more costly to restore ecosystems exposed to urbanization than to natural pressure.

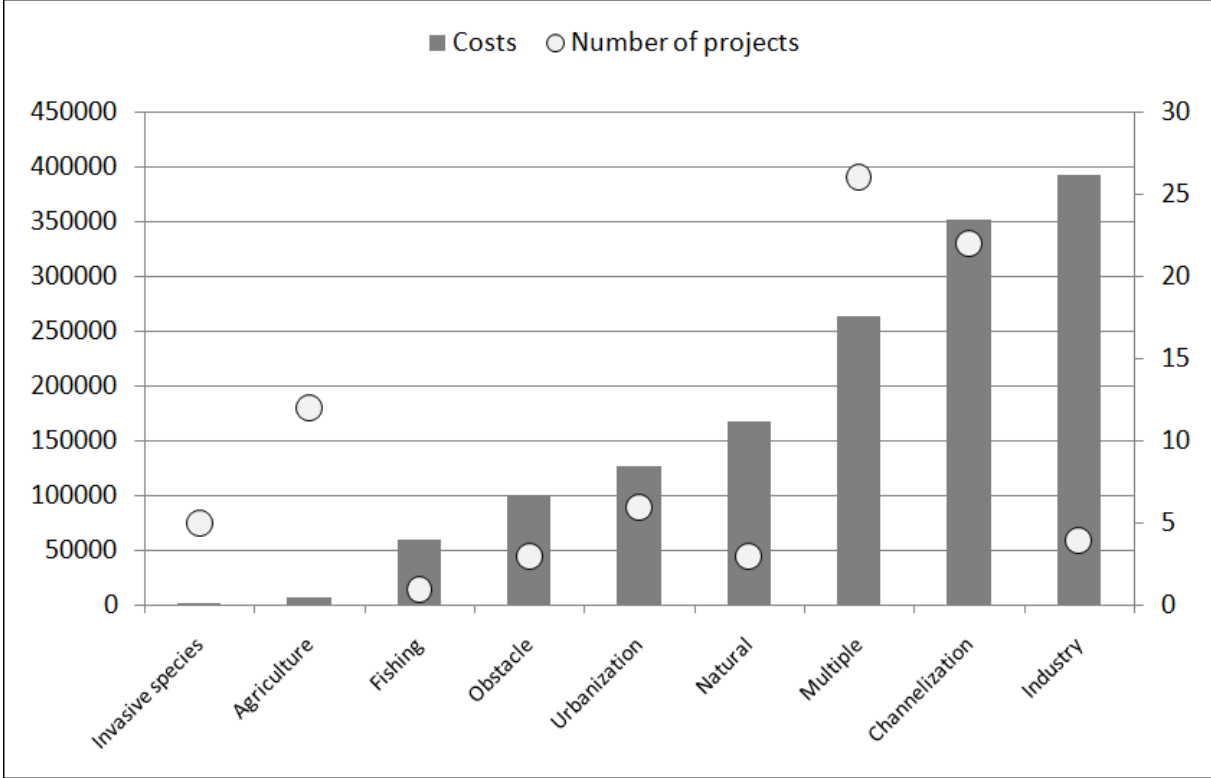


Figure 38 - Distribution of projects in scientific literature according to the pressure faced by ecosystems (the dots indicate the number of projects and the bars mean project cost according to type of work)

**3.2.4. Amount of work**

This link between project cost and degree of perturbation is also linked to the type and intensity of work needed to restore the ecosystem. The study of the ONEMA compendium enabled us to

propose a better focus on the type of work needed to conduct the restoration<sup>53</sup>. In each record of the compendium, the work done on the restoration site was described; we identified 23 different types of work based on the description given for each project. In fact, the number of different types of work for each project is comprised between 1 and 11, with a mean of 3.9 types of restoration work per project. Figure 39 shows the number of projects and the mean cost of all the projects involving one type of work.

The first interesting result is that despite the reduction in the scope of our analysis, limiting it to a more homogeneous set of projects, only four types of work are common to at least one third of the projects. This may be due to the fact that a single term is used by operators to designate a large range of actions, e.g. 'Bioengineering' was the term employed in 45 projects (60% of projects), to designate a wide range of actions using vegetation (e.g. to consolidate banks or riverbeds, to trap sediments or prevent erosion). This shows that, despite the reduction in scope, the hydro-morphological restoration of river encompasses many different types of projects.

For each type of work, we created a binary variable in order to test correlation between total cost and type of work. The type of work most correlated with cost is 'dam destruction' (p-value = 0.0008 ;  $\tau = 0.38$ ), 'intervention on infrastructure located on bank' (p-value = 0.003 ;  $\tau = 0.42$ ) and 'earthworks on riverbed' (p-value = 0.005 ;  $\tau = 0.32$ ). We wish to underline the fact that the first two are correlated as the destruction of a dam usually implies the destruction of the hydroelectric power plant nearby. This result bears out our previous observation that intervention on physical capital involves higher costs than intervention on natural capital.

It is also worth underlining the positive correlation between project cost and the number of different types of work (p-value = 0.01 ;  $\tau = 0.29$ ). While the absolute values of the correlation are low, this still confirms the intuitive, positive link between project costs and the intensity of work required for project implementation.

---

<sup>53</sup> This was possible due to the fact that we analyzed a compendium of projects in which information on work was organized in a standardized way, thereby reducing the risk of misunderstanding the terms used to designate each type of work. It has not been possible to perform the same analysis on the other two databases.

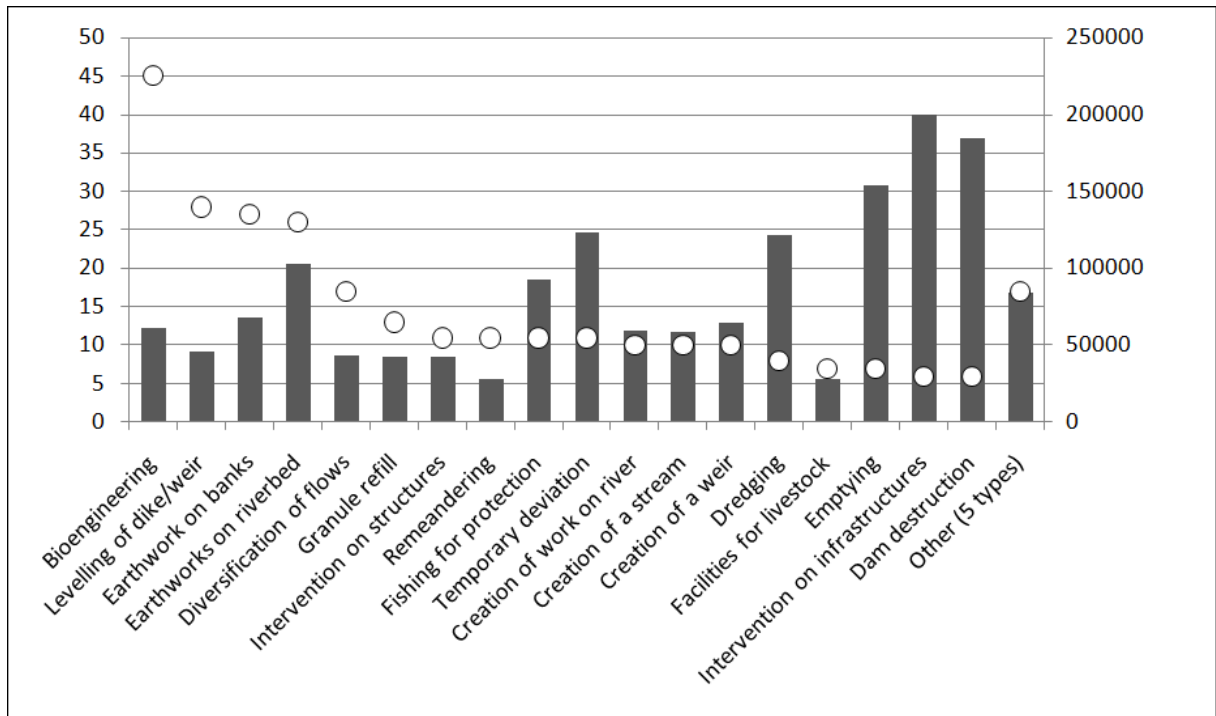


Figure 39 - Type of work done in each project (the dots indicate the number of projects and the bars the mean project cost according to type of work)



### 3.2.5. Climate

In the NRDA framework, projects were implemented in 12 different States. We decided to rank them according to the impact of climate (Figure 40). It is worth noting that projects implemented in humid areas are cheaper than ones implemented in tropical and subtropical areas.

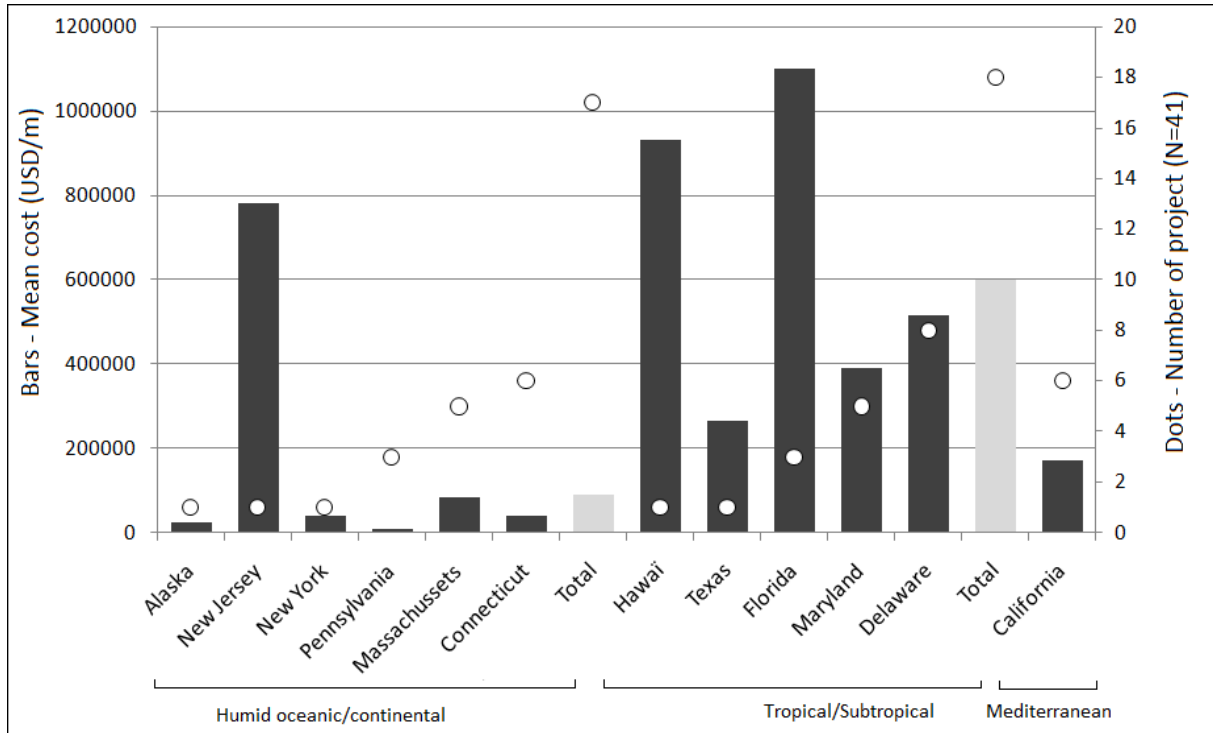


Figure 40 - Location and impact of climate on projects (dots indicate the number of projects and bars indicate mean project cost per State)

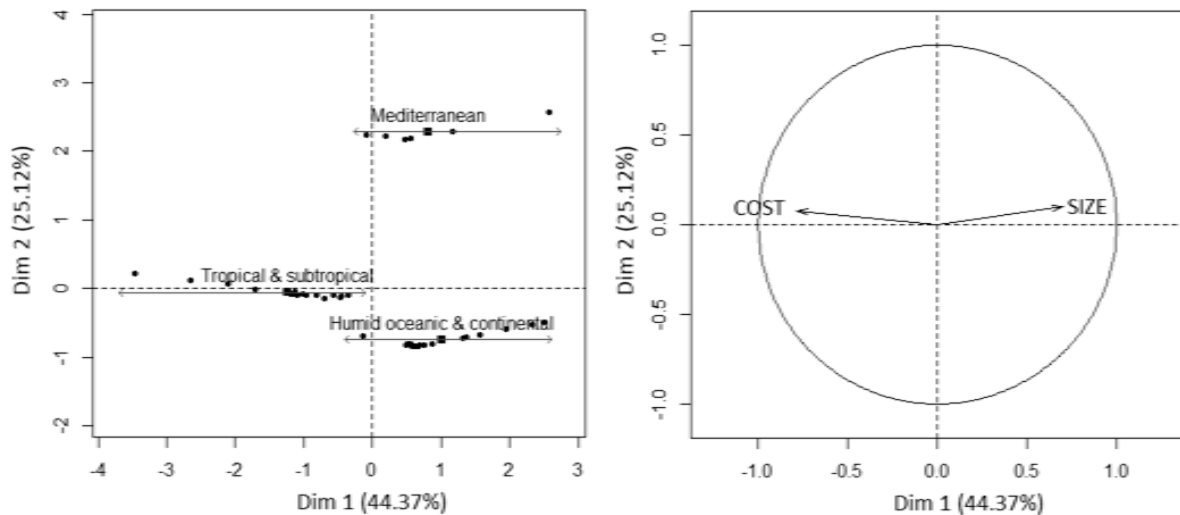
### 3.2.6. Size

The comparison of project extremes in the ONEMA database leads us to believe that restoration projects benefit from economies of scale. While this cannot be proved by correlation between cost per meter and the spatial extent of a project ( $p\text{-value} = 0.1$ ;  $\tau = -0.19$ ), this result is most probably influenced by projects implying work on infrastructure, where it is difficult to assess the scale of the project. We therefore conducted a new correlation test after eliminating all projects implying work on infrastructure ('reopening', 'creation of infrastructure', 'intervention on infrastructure located on banks' and 'dam destruction'). This gives us greater significance ( $p\text{-value} = 0.059$ ;  $\tau = -0.26$ ) and suggests the impact of economies of scale.

Figure 41 shows the results of the factor analysis of mixed data (FAMD) in the NRDA database. Given the size of our sample and the number of levels in our categorical variable, we introduced three variables in the FAMD: Climate, cost and size of actions. The first dimension explains 44.37% of the variability and is characterized by an opposition between COST and SIZE. This first result indicates

the existence of an economy of scale effect in the NRDA database. The distribution of projects according to this gradient can also be observed in climate groups.

Groups of projects implemented in Tropical and Subtropical regions involve greater costs per hectare compared with projects implemented in Oceanic humid and Continental regions (as noted above).



**Figure 41 - Results of the Factor Analysis of Mixed Data for the COST, SIZE and CLIMATE variables in the NRDA database. Graph on the left indicates the individuals and the levels of the CLIMATE variable and graph on the right indicates the correlation circle.**

## 4. Discussion

### 4.1. Comparative results

This analysis of the three databases shows how difficult it is to handle information on restoration project costs. Despite the large amount of literature on restoration, information on cost is scant in both scientific and grey literature. Focusing on a standardized set of data reduces cost variability. Complementary analyses highlighted various elements that appear to influence project cost.

The first element is the type of ecosystem, as project costs linked to rivers are mainly expressed in USD per meter whereas wetlands are in USD per hectare. Moreover, different ecosystems have different characteristics and thus require different restoration project designs.

Restoration project design is also conditioned by the issues to be tackled. In all databases, projects are linked to one or several specific issues, like water quality or the restoration of a specific habitat. Institutional context is a key element in the definition of restoration objectives, since restoration is a broad term covering a large range of different projects : hydro morphological restoration in the case of ONEMA or compensation through restoration actions in NRDA projects.

Institutional context also influences the design of restoration projects through the inclusion of more or less mandatory, costly elements such as monitoring and management, legal norms (such as conservation easement), acquisition of land or contingency. This may also be linked to the source of funding : projects in the ONEMA compendium receive public funding whereas NRDA projects are funded by the party responsible for the impact, as compensation.

The degree of perturbation is another element that weighs on the cost of restoration. It is less costly to restore a river that is still 100% natural than one that is completely urbanized. Indeed in urban areas, solutions for restoration are less numerous and it is not always possible to find cheaper alternatives. Also, as restoration is still a recent science, uncertainty regarding outcomes is high (Folke, 2004). This may lead project managers to apply costly management and monitoring to guarantee results. The fact that intervention on physical capital strongly influences project cost has been highlighted in the analysis of each database. This is very interesting as we can assume it reflects the fact that restoration costs increase with the degree of perturbation (urbanization being the highest degree of perturbation). One basic consequence of this result is that most investors, in particular private ones such as mitigation banks, will not have incentives to restore these ecosystems, even if the restoration of this type of ecosystems provides the highest rate of ecological return.

The amount of work needed to achieve restoration also weighs on project cost. We have shown that the type of work and the number of actions are linked to project costs. The amount of work needed to restore an ecosystem reflects both the difficulty, knowledge and tools associated with a type of work (bioengineering is not as demanding in time and tools as the dismantling of a dam) and the intensity of the work (the number of actions).

The fact that projects were implemented in several locations was expected to have an impact on their cost. In the case of scientific literature, projects come from all over the world, but other considerations such as type of ecosystem or targeted issues prevented us from using location-related information as it could be associated with some other effect. Indeed, the impact of location may spring from differences between countries and be linked to the institutional context. The focus on NRDA projects allowed us to compare projects implemented in the same context and in different climates. Thus, we found that climate influences the cost of projects: restoration in tropical areas is more expensive than in colder climates.

The last element we identified is size. The size of projects matters, as restoration of aquatic ecosystems provides for economies of scale; this is an advantage for projects that apply to large areas.

The lack of standardization in terms of type of ecosystem, type of work, scale or information on cost prevents us from proposing a detailed analysis by crossing data. There is great variability in the

information on cost in scientific literature, as the term “restoration” generally covers very heterogeneous projects.

This result bears out the difficulties encountered by TEEB in gathering data on reference values for ecosystem services to assess the cost of policy inaction. Indeed, as noted in the technical annexes of the COPI report (Bräuer et al., 2008), information was missing, very fragmented or inadequate. As a result, an analysis of scientific literature and international databases, such as the EVRI database (Environmental Valuation Reference Inventory), containing 1250 studies, yielded only 12 usable studies.

#### **4.2. *Comparison with other reviews on restoration actions***

Currently, investment in green infrastructure is being promoted as an excellent tool to slow down the erosion of biodiversity. Numerous reviews have therefore been conducted to highlight the positive outcomes of restoration actions (Aronson et Blignaut, 2009). Jones and Schmitz (2009), basing their work on the analysis of 240 published studies of ecosystem recovery, underlined the fact that recovery “is possible and can be rapid for many ecosystems” (Jones and Schmitz, 2009, p.6). Among other things, they found that recovery time is significantly related to the nature of the perturbation - for example trawling leads to slow recovery - and to the type of ecosystem - aquatic ecosystems recover faster than terrestrial ones. Likewise, Moreno-Mateos et al. (2012) conducted a meta-analysis of 621 projects of restoration of wetland and found significant effects of environmental settings on recovery: larger wetlands area, warmer climates and more connection with other aquatic systems reduce recovery time. Finally, Benayas et al. (2009), based on the review of 89 published studies, also underline the fact that restoration actions implemented at national, regional or local scale are likely to lead to a large increase in biodiversity and provision of ecosystem services. They also identify that the nature of the ecosystem - terrestrial or aquatic - and the climate - tropical or temperate - influence the outcomes of restoration action.

Literature on restoration recognizes the importance of encouraging the restoration of degraded ecosystems (Holl and Howarth, 2000 ; Aronson and Blignaut, 2009). Implementation of restoration projects can be achieved through the creation of financial incentives for expected return on investment (Goldstein et al., 2008) or through regulation by setting constraining environmental objectives in compensation schemes such as the NRDA framework. Cost-effective and cost-benefit analysis are the appropriate tools for selecting projects but literature on restoration has difficulty giving information on cost. Aronson et al. (2010) reviewed 1582 scientific papers and noted the under-representation of publications targeting aquatic ecosystems and the lack of attention to the links between restoration and socioeconomic issues.

This kind of result, as set out in Table 27, could help to encourage the restoration of less perturbed ecosystems on large scale as they will be more cost effective. Conversely, as there would be little incentive to restore highly perturbed ecosystems, every effort should be made strong to limit their destruction.

	Cost	Recovery
$f(\text{degree of perturbation})^a$	↗	↘
$f(\text{climate})^b$	↗	↗
$f(\text{size})^c$	↘	↗

**Table 27 - Variation of cost and recovery function according to degree of perturbation, climate and size of restoration projects (<sup>a</sup> variation of function for an increasing degree of perturbation ; <sup>b</sup> variation of function for a climate going from temperate to tropical ; <sup>c</sup> variation of function for an increasing size of project)**

As far as we know, the only review on the cost of aquatic ecosystem restoration has been conducted by Bernhardt et al. (2005) as they analyzed the National River Restoration Science Synthesis database, which contained 37099 projects for river restoration in the USA. Their review aimed at documenting the allocation of funding and efforts for stream restoration in the USA. The creation of a massive database led them to work with a great heterogeneity of projects, whereas one objective in our work was to use more homogeneous data by analysing separately different sources before offering a cross analysis. They show that the cost of restoration projects varies greatly according to project goals; for example, riparian management projects with a median cost of 19,000 USD are much cheaper than floodplain reconnection, with a median cost of 207,000 USD. They also noted that the most expensive kind of goal is land acquisition, with a median cost of 812,000 USD. These authors also evoked a positive relationship between the level of the cost of the restoration project and the level of the monitoring included in these projects. In comparison, the median value of the total cost of projects in the ONEMA database is 178,407 USD.

The main goal of our reviews was to assess the influence of specific parameters on the structure of restoration cost. Our results are consistent with existing literature on the subject. Aronson et al. (2007) mentioned that “Costs of restoration of natural capital increase as a function of the spatial extent, duration, and intensity of environmental damage, and with the complexity of the target ecosystem or socio-ecological system (George et al., 1992 ; Aronson et al., 1993 ; Milton et al., 1994)” (Aronson et al., 2007, p.8). The objective of our work is to improve general knowledge in terms of the definition of the cost function in aquatic ecosystem restoration. The intensity of damage is linked to our observation that restoration cost increases when projects include intervention on physical capital and that the complexity of the socio-ecological system includes elements associated with the type of ecosystem and also the institutional framework, as discussed earlier.

### **4.3. The use of information on cost**

If we understand how information on restoration costs is traditionally used, it becomes clear why a better understanding of cost variability is absolutely necessary.

Restoration can be promoted through regulatory constraint like the NRDA framework in the USA or the WFD in Europe. In this case, information on cost is essential for accounting, with the aim of building sustainable policies (Bartelmus, 2009). Here again, accurate information on the cost of restoration is essential.

As mentioned in our introduction, the cost of restoration can be used as a proxy for the value of ecosystem services, through the application of the cost replacement method. With regard to our analysis, it can be considered difficult to use these estimations as a proxy of the value of ecosystems given their great variability and the lack of understanding of the various components of costs.

Finally, one of the databases was constructed using information on restoration projects implemented to compensate environmental damage. The fact that projects are subject to great variability is therefore a source of uncertainty for investors as they cannot anticipate the total cost of their projects. It is also a source of uncertainty in the development of offers of compensation. Mitigation banking in the US, for example, allows restoration to be implemented before impacts (Hough and Robertson 2008 ; Bekessy et al. 2010). In this case, once again, a more accurate cost function for the restoration of aquatic ecosystem appears a necessary step to improve investment in natural capital.

## **5. Conclusion**

The objective of our work was to improve the understanding of factors influencing the cost of aquatic ecosystem ecological restoration. Despite the lack of sound statistical analysis, the information gleaned enables us to move ahead in proposing a restoration cost function that will help practitioners better to anticipate the cost of the restoration projects they wish to implement:

$$COST = f(\text{Ecosystem type, Institutional context, Degree of perturbation, Amount of works, Climate, Size})$$

This function requires further improvement; in light of our results, we can, however, offer some recommendations:

- It is necessary to have a better definition of what is meant by “restoration”, we shown that too many different type of action are gathered under this term, for example, the

Society of Ecological Restoration gives a tough definition of ecological restoration (Aronson et al., 2007).

- The second one will be to constitute and harmonize databases to improve manipulation of information on restoration costs by practitioners.
- The third one will be to cross restoration cost function with recovery success functions to determine what are the incentives for ecological restoration, that information will be useful for investors looking for the more cost-effective opportunities and for regulators to prevent impacts on ecosystems that are unlikely to be restored.

## *Appendices*

Here we offer the reader with information on the studies included in the review of the scientific literature (Table 28).

Kristensen et al., 2012	Weber et al., 2010
Shafir, 2006	Lewis III, 2005
Goforth, 2001	Huang et al., 2009
Irving et al., 2010	Smit et al., 1997
Morris and Moses, 1999	Marks et al., 2010
Bonnieux and LeGoffe, 1997	Gilman and Ellison, 2007
Vivash et al., 1998	Jia et al., 2010
Blignaut et al., 2010	Trepel, 2007
Seip, 1994	Fox et al., 2005
Qiu, 2009	Poff et al., 2011
Gutrich and Hitzhusen, 2004	Brastrup, 2001
Kelaker et al., 2003	Busch et al., 2010
Rivas et al., 1994	North et al., 2010
Holmes et al., 2004	Turner and Boyer, 1997
Shafroth et al., 2005	Hoang Tri et al., 1998
Garbisch and Garbisch, 1994	Barendregt et al., 1992
Frimpong et al., 2006	Gregalis et al., 2008
Gren, 1995	Fletcher et al., 2011
Jones and Hanna, 2004	Carney et al., 2005

**Tableau 28 - Studies included in the review**

## ***Acknowledgement***

The authors thank the French National Agency for Water and Aquatic Ecosystems (partnership Onema - Ifremer 2011) for their support in organizing this work. Thanks are also addressed to Sarah Combette-Molson for her assistance with the English version.

## ***References***

Cf. PARTIE V - Bibliographie



**PARTIE III**  
**LE MARCHÉ DE LA COMPENSATION DES ZONES HUMIDES AUX**  
**ÉTATS-UNIS**

# Chapitre 1 - Analyse descriptive du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis

Scemama Pierre, Levrel Harold, Buitron Ramiro, Cabral Pedro et Vaissière Anne-Charlotte

*En révision pour « Enjeux institutionnels, économiques et écologiques autour des mesures compensatoires pour la biodiversité », Collection Synthèse, Edition Quae*

## 1. Introduction

Aux États-Unis, la Section 404 du *Clean Water Act* définit la procédure fédérale mise en œuvre pour réaliser une étude d'impact environnemental afin d'atténuer les impacts sur les écosystèmes aquatiques. Elle conduit les développeurs à proposer des mesures d'atténuation (*mitigation*) des dommages sur les zones humides à travers le respect de la logique « éviter, réduire et compenser ». Depuis sa création en 1975, cette législation n'a eu de cesse d'évoluer jusqu'à aujourd'hui, accompagnant le développement du système des banques de compensation, le *mitigation banking*.

Les développeurs, dans le cas d'un projet ayant un impact sur des zones humides, peuvent acheter des crédits de compensation auprès des banques de compensation. Le respect de l'équivalence écologique, le *no net loss* (absence de pertes nettes), nécessite l'implication d'une structure de régulation qui contrôle les échanges : l'*US Army Corps of Engineers* (USACE). Il est organisé en district et son action a évolué au rythme de l'évolution de la législation. Aujourd'hui il fournit une vision globale du système à travers un outil internet : le « *Regulatory In-Lieu Fee and Bank Information Tracking System* » (RIBITS)<sup>54</sup>.

L'objectif de ce chapitre est de dresser un état des lieux du système de compensation à travers la vision globale que fournit l'USACE. Dans la deuxième section de ce chapitre nous présenterons les données que nous avons extraites afin de réaliser les analyses. Ensuite, dans la section 3, nous proposerons une analyse spatiale et temporelle du système à l'échelle des États-Unis et dans la section 4 une analyse du système à l'échelle du district de Jacksonville. Enfin dans la section 5 nous proposerons une discussion et une conclusion à partir de ces analyses.

---

<sup>54</sup> Adresse internet : [ribits.usace.army.mil](http://ribits.usace.army.mil)

## 2. Récupération des données

En premier lieu, nous nous appuyons sur les données disponibles sur le site RIBITS. Il s'agit d'un site développé par l'organisme public régulateur de la compensation aux États-Unis, l'USACE, dans lequel on trouve des informations portant sur les transactions des banques de compensation aux États-Unis. À partir du site RIBITS nous avons extrait l'ensemble des données disponibles au 21 Août 2013 relatives à 1051 banques<sup>55</sup>. Pour chaque banque, nous disposons de l'ensemble des informations concernant les échanges de crédits enregistrés avant cette date. Le site de RIBITS fournit des informations sur les crédits potentiels (la quantité maximale de crédit qu'une banque pourra espérer obtenir une fois l'ensemble des objectifs écologiques atteints et validés par le régulateur), les crédits libérés (les crédits qui peuvent être vendus) et les crédits vendus (à un développeur pour compenser un impact). De plus, pour chaque banque, le site de RIBITS fournit différentes informations sur les caractéristiques de la banque. Les informations disponibles sur le site RIBITS donnent des informations d'ordre temporel - la date des libérations ou des ventes de crédits - et d'ordre spatial - localisation des banques. Nous allons donc donner cette double lecture à notre analyse du marché des banques de compensation.

En second lieu, nous avons utilisé des informations par Système d'Information Géographique (SIG) pour compléter les données RIBITS. En effet, grâce au site de RIBITS nous pouvons récupérer les aires de services des banques sous une forme qui permet des traitements SIG<sup>56</sup>. Cette analyse permettra de connaître la disponibilité en zones humides du territoire, et donc d'en évaluer la rareté relative et de mesurer la croissance urbaine. Les données nécessaires à cette opération sont obtenues à partir des informations fournies par le National Land Cover Database pour les années 1992 et 2006<sup>57</sup>. Cette base de données fournit des informations sur l'occupation des sols avec une résolution de 30 mètres par 30 mètres. Nous avons ainsi récupéré de l'information sur l'évolution des surfaces de zones humides et de zones urbanisées entre 1992 et 2006<sup>58</sup>.

Enfin, nous avons eu recours à une troisième source de données proposée par l'USACE : l' « ORM Permit Decisions », qui recense l'ensemble des permis accordés ou refusés chaque année et dans chaque district. Ces permis correspondent à des demandes d'autorisation de détruire des zones

---

<sup>55</sup> Le site RIBITS diffuse aussi des éléments liés aux systèmes *In-lieu Fee*, 125 systèmes étaient enregistrés sur le site, cependant ils ne font pas l'objet de notre analyse.

<sup>56</sup> Les traitements SIG sont effectués à partir du logiciel ArcGIS.

<sup>57</sup> Ces informations sont disponibles sur le site du *Multi-Resolution Land Characteristics Consortium*. Adresse internet : <http://www.mrlc.gov>

<sup>58</sup> Le système de classification des différents types d'utilisation du sol est organisé en différents niveaux, nous avons choisi de fusionner les classes relevant des zones humides et celles des zones urbanisées afin de ne considérer que deux types de classification.

humides qui sont protégées par la Section 10 du *Rivers and Harbor Act* (RHA), la Section 404 du *Clean Water Act* (CWA) et la Section 103 du *Marine Protection, Research and Sanctuaries Act* (MPRSA)<sup>59</sup>.

### ***3. Présentation du marché de la compensation des zones humides aux États-Unis***

#### ***3.1. Le niveau de la demande pour des droits à détruire***

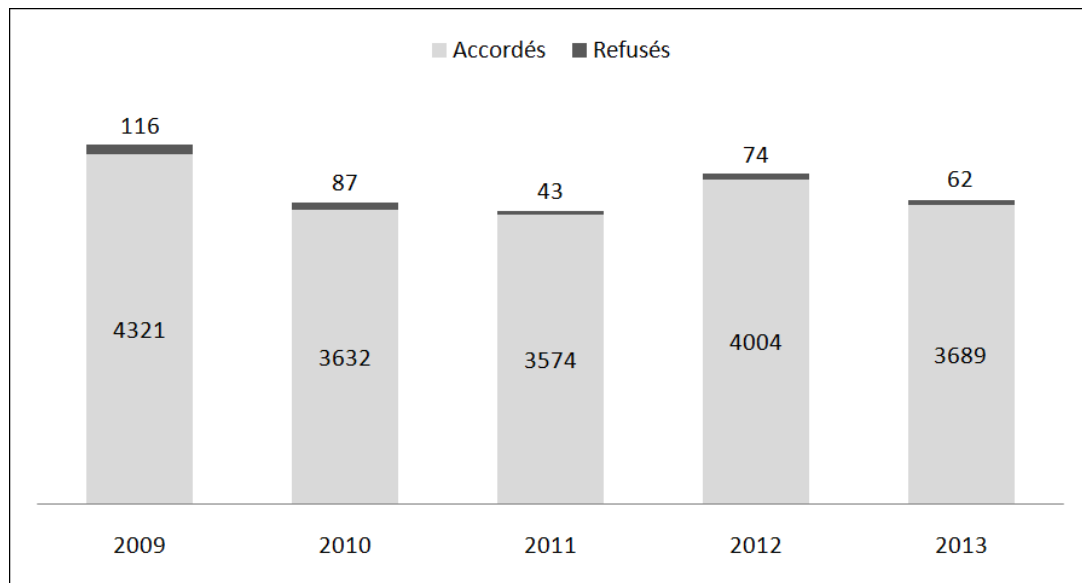
La demande pour des crédits de compensation est liée à la demande de « droits à détruire » des écosystèmes aquatiques ; Il s'agit de permis qui sont délivrés par l'USACE aux développeurs pour autoriser les travaux. Dans le cadre de la Section 404 du CWA, les droits à détruire sont délivrés une fois que ces derniers ont fourni l'assurance de respecter la *mitigation sequence* - éviter, réduire, compenser - qui peut inclure la compensation d'éventuels impacts résiduels à travers le *mitigation banking* - entre autres<sup>60</sup> - soit l'acquisition de crédits de compensation auprès de banques de compensation. La demande pour les permis de détruire constitue donc un proxy de la demande de crédits de compensation.

La Figure 42 montre l'évolution de la demande de permis entre 2009 et 2013 pour l'ensemble des États-Unis. La période de temps est trop courte pour dégager des tendances temporelles et la demande de permis apparaît plutôt stable sur cette période, néanmoins on peut voir que la proportion de permis refusés est très faible par rapport aux permis accordés.

---

<sup>59</sup> La Section 10 du RHA contrôle les demandes de travaux et d'aménagements sur des cours d'eau navigables, la Section 404 du CWA contrôle le déchargement de matériaux dragués ou destinés à combler les eaux des États-Unis (eaux navigables, leurs affluents, les zones humides adjacentes à ces eaux et les zones humides isolées démontrant un intérêt pour le commerce inter-états). Le *ORM Permit Decisions* est consultable à l'adresse suivante : [geo.usace.army.mil/egis/f?p=340:1:0](http://geo.usace.army.mil/egis/f?p=340:1:0)

<sup>60</sup> Le recours au *mitigation banking* n'est pas la seule voie possible, les développeurs peuvent aussi choisir la compensation par le système du *permittee responsible* dans lequel la compensation est mise en œuvre par le développeur ou le *in-lieu fee* dans lequel le développeur se décharge du paiement par un paiement à un organisme public ou à une ONG.



**Figure 42 - Évolution dans le temps de la demande pour des permis d'autorisation à impacter des zones humides et proportion des permis accordés et des permis refusés**

L'USACE est organisé en districts, dont les limites sont construites sur la base de bassins versants. Il existe 38 districts aux États-Unis<sup>61</sup>. Nous pouvons ordonner les districts en fonction du nombre de permis délivrés afin d'étudier la répartition spatiale de la demande pour les années 2009-2013 (Figure 43)<sup>62</sup>. Nous pouvons ainsi avoir une idée de la répartition spatiale de la demande pour des crédits de compensation.

Nous pouvons voir que Le district de Jacksonville est particulièrement remarquable car il a accordé un nombre de permis beaucoup plus important que les autres districts sur cette période (3940 permis entre 2009 et 2013). Le district de Jacksonville fera l'objet d'un focus pour intégrer les informations géographiques spécifiques et mettre en perspective les résultats de Vaissière et *al.* (dans cet ouvrage).

<sup>61</sup> Il existe cinq autres districts qui correspondent aux activités de l'USACE hors territoire des États-Unis.

<sup>62</sup> Pour ordonner les districts, nous utilisons l'algorithme des k-moyennes, qui permet de répartir un jeu de données en  $k$  partitions dans lesquelles chaque observation appartient à la partition dont la moyenne est la plus proche de sa valeur.



Figure 43 - Carte du nombre de permis d'impacter les zones humides par district de l'USACE

### 3.2. *Le niveau de l'offre*

L'offre sur le marché de la compensation des zones humides est associée aux banques de compensation qui investissent dans du capital naturel afin de produire des crédits de compensation qui seront vendus à des développeurs. L'offre est contrôlée, tout comme la demande, par l'USACE qui choisit d'autoriser ou non un investisseur à établir une banque de compensation.

Nous nous intéressons au nombre de crédits libérés pour la vente et au nombre de crédits vendus par les banques. Les banques ont en moyenne 1 162 crédits libérés pour la vente et en ont vendu en moyenne 669. Cependant, le nombre de crédits libérés et vendus est marqué par une grande variabilité, comme on peut le voir sur la Figure 44. Cette variabilité peut s'expliquer par certaines valeurs extrêmes pour quelques banques qui vont échanger de très grandes quantités de crédits, loin des valeurs moyennes. Ainsi, seules huit banques ont plus de 5 000 crédits potentiels. La très grande quantité de crédits dans ces banques est difficile à interpréter, elles pèsent trop fortement dans les résultats, nous allons donc les éliminer pour la suite des analyses.

De plus, nous pouvons souligner que 161 banques (15%) approuvées et enregistrées sur RIBITS n'ont vendu aucun crédit au moment de l'extraction des données. Un tiers d'entre elles n'ont pas encore atteint les standards de performance qui leur permet d'avoir des crédits libérés pour être vendus et deux tiers d'entre elles possèdent des crédits disponibles à la vente mais sont dans l'attente d'acheteur.

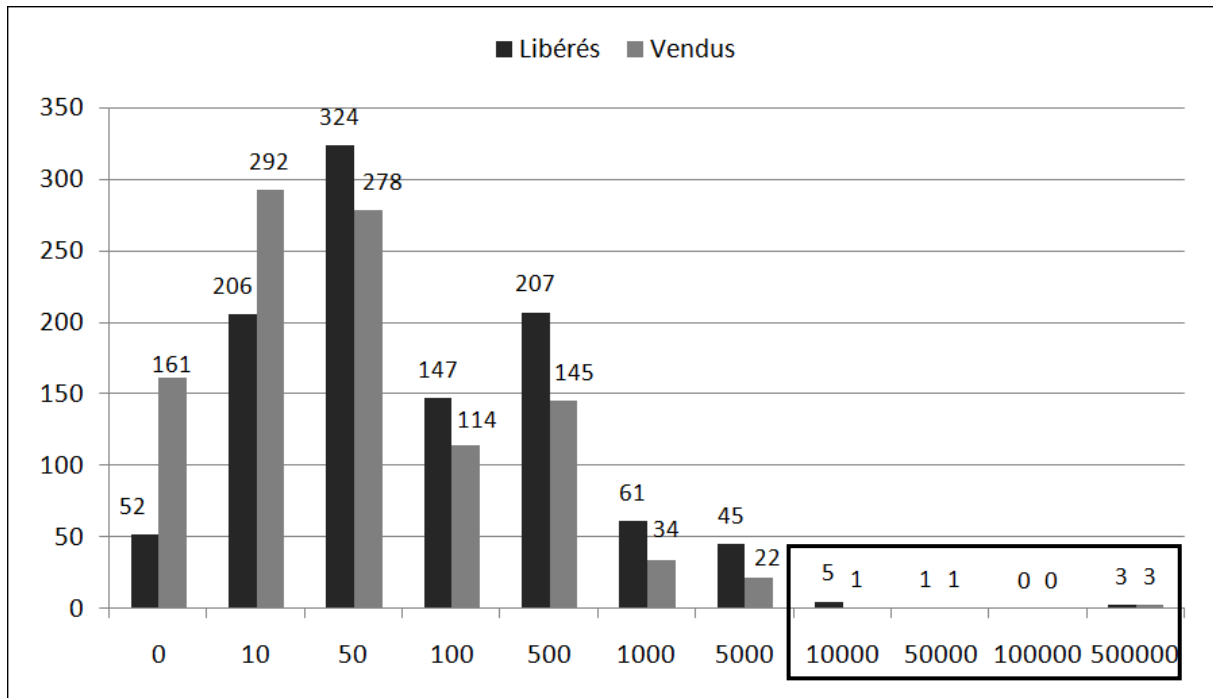


Figure 44 - Répartition du nombre de banque en fonction du nombre de crédits libérés et vendus

Le site RIBITS donne également la taille des banques. Cette information est cependant absente pour 143 banques. Les surfaces des banques sont très hétérogènes avec une moyenne de 189 hectares et un écart type de 530, la plus petite mesurant 0,2 hectare et la plus grande 9 843 hectares. 318 banques (35%) ont une taille qui dépasse les 100 hectares. C'est un résultat que nous pouvons mettre en perspective avec le travail de Moreno-Mateos et *al.* (2012) qui montre que les écosystèmes aquatiques issus d'actions de restauration ou de création mises en œuvre sur des surfaces de plus de 100 hectares reconstituaient plus rapidement leur structure biologique et leurs fonctions bio-géo-chimiques. Dans ce sens les banques ne profitent pas toutes de ces effets d'échelle.

Nous disposons également de la localisation administrative de chaque banque (Figure 45). Seuls les districts d'Honolulu et de Philadelphia ne sont pas présents dans notre analyse (il n'y a pas de banque recensée dans le district d'Honolulu et les banques recensées à Philadelphia n'avaient aucune information disponible). La Figure 45 montre la répartition du nombre de banques par district. C'est dans les districts de Detroit, Pittsburgh et Tulsa que l'on trouve le moins de banques (1) et c'est dans le district de Saint Paul qu'on en trouve le plus (295).

Les Figure 46 et Figure 47 montrent le nombre de crédits libérés et vendus par district de l'USACE. On peut observer une déconnexion entre le nombre de banques et le nombre de crédits. Par exemple, le district de Vicksburg, sur lequel on a compté 46 banques montre des quantités importantes de crédits libérés (32 190) et de crédits vendus (17 187), soit une moyenne de 700 crédits libérés et de 374 crédits libérés par banque, alors que le district de Saint Paul affiche des

valeurs beaucoup plus basses de 37 crédits libérés et 22 crédits vendus par banque. Ces différences peuvent s'expliquer par différents points. D'abord, la taille des banques est plus grande pour le district de Vicksburg avec 171 hectares en moyenne contre 38 hectares pour le district de Saint Paul. Ensuite, du fait de différences structurelles dans les mécanismes de régulation entre chaque district.

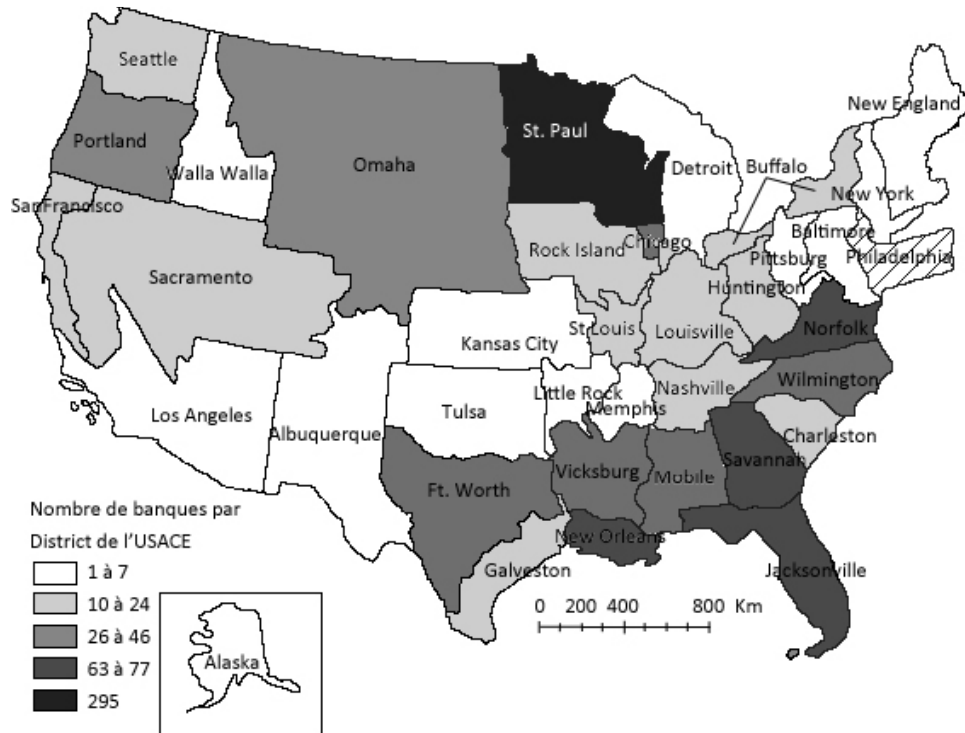


Figure 45 - Carte du nombre de banques par district de l'USACE

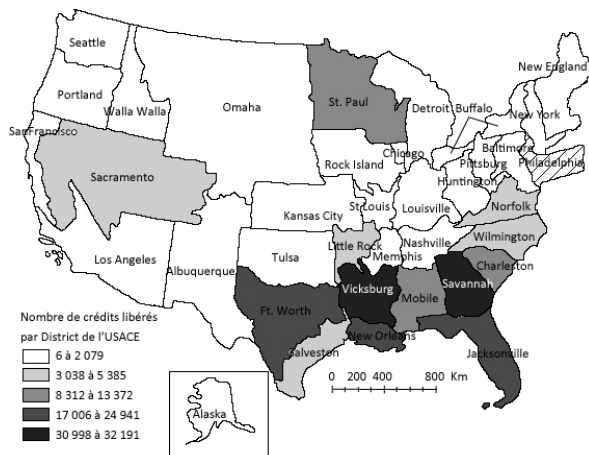


Figure 46 - Carte du nombre de crédits libérés par district de l'USACE

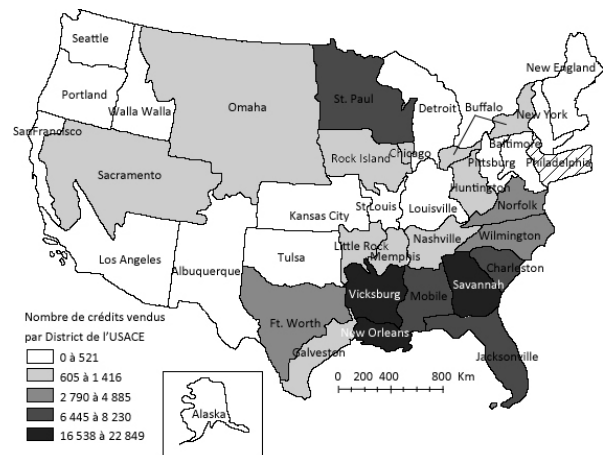


Figure 47 - Carte du nombre de crédits vendus par district de l'USACE

Nous pouvons aussi proposer une analyse temporelle de l'offre. La Figure 48 montre l'évolution dans le temps du nombre de banques et des quantités de crédits potentiels et vendus. Nous avons choisi de construire l'échelle de temps à partir des étapes importantes de la mise en place du marché



de la compensation et en conservant des intervalles de temps de six années (Hough et Robertson, 2008) :

- 1995: Publication de la version finale du document: *Final Guidance on the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks*, premier signal envoyé par la réglementation pour stabiliser le système des banques de compensation.
- 2001: Arrêt de la Cour Suprême connue comme la décision SWANCC<sup>63</sup> qui a fait sortir toutes les zones humides "isolées" de la section 404 du CWA, éliminant ainsi l'obligation de compensation pour les impacts sur ces dernières.
- 2002: Mise en place du *Wetlands Mitigation Action Plan* qui établissait de nouvelles directives pour améliorer la performance des banques.
- 2007: Ratification du *Water Resources Development Act* qui privilégiait les banques comme mécanisme de compensation des zones humides.
- 2008: Dernière révision de la section 404 du CWA par l'USACE et l'USEPA (*Final Rules*).

Ainsi on peut voir que le nombre de banques, la quantité de crédits libérés et de crédits vendus n'ont eu de cesse d'augmenter au cours du temps. On voit que globalement le nombre de crédits libérés est plus important que le nombre de crédits vendus. Un des avantages des banques de compensation est lié au fait que les mesures compensatoires sont mises en place avant que les impacts ne se produisent. Ainsi, les districts libèrent les crédits pour qu'ils soient vendus au fur et à mesure que les banques prouvent qu'elles répondent à certains standards de performance. On observe deux périodes sur lesquelles le nombre de banques, le nombre de crédits libérés et de crédits vendus augmentent fortement. La première est liée à la publication du *Final Guidance on the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banking* et la deuxième est liée à la préférence déclarée du régulateur pour les banques et à la dernière révision de la section 404 du CWA. Ces éléments constituent deux étapes importantes dans la stabilisation des règles pour le développement du *mitigation banking*.

---

<sup>63</sup> Solid Waste Agency of Northern Cook County

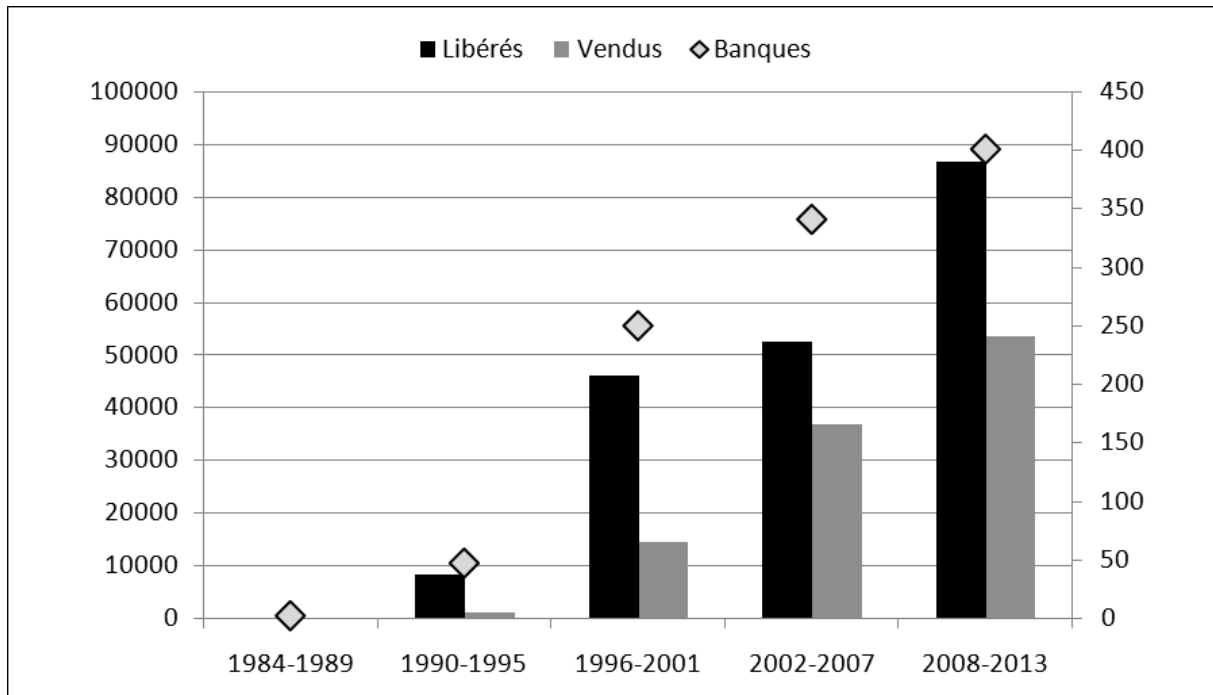


Figure 48 - Évolution temporelle du nombre de banques et de la quantité totale de crédits libérés et vendus

### 3.3. Le marché

Nous nous intéressons ici au nombre de transactions réalisées sur le marché de la compensation. Une transaction apparaît à chaque fois qu'un développeur achète des crédits de compensation à une banque. Ainsi ce nombre doit correspondre au nombre d'impacts qui ont été compensés à partir de crédits produits par des banques. Les banques effectuent en moyenne 23,29 transactions avec un écart type de 40,3 qui illustre la grande variabilité de cette variable. La Figure 49 montre la distribution des valeurs de la variable. La majorité des banques réalisent moins de 20 transactions et moins de 10% des banques effectuent plus de 75 transactions.

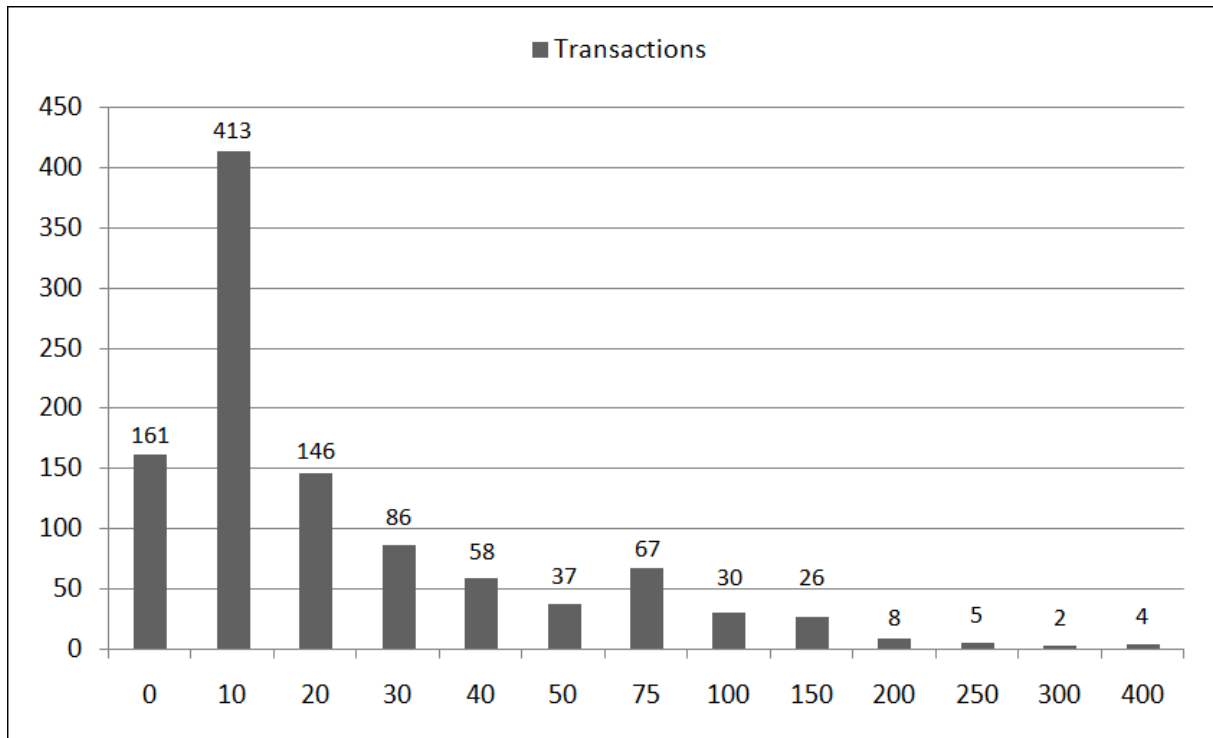


Figure 49 - Répartition du nombre de banques en fonction du nombre de transactions qu'elles ont réalisées

Une transaction représente en moyenne 6,1 crédits échangés, la plus petite transaction représente 0,0001 crédit alors que la plus grande s'élève à 1103 crédits. Il existe un lien de corrélation entre le nombre de transactions et le nombre de crédits libérés et vendus. Nous verrons plus loin que les crédits échangés doivent être lus à la lumière de leur système de classification et de leur méthode d'évaluation.

La Figure 50, montre la répartition géographique du nombre de transaction. On peut voir une concentration importante de transactions dans le sud-est qui peut s'expliquer par le caractère très humide de ces régions qui sont situées sous un climat subtropical/tropical et où les zones humides sont nombreuses comme le dans le delta du Mississippi. Les districts de Saint-Paul et de Norfolk sont aussi fortement représentés, ce qui coïncide avec le grand nombre de banques ou de crédits observés dans ces districts.

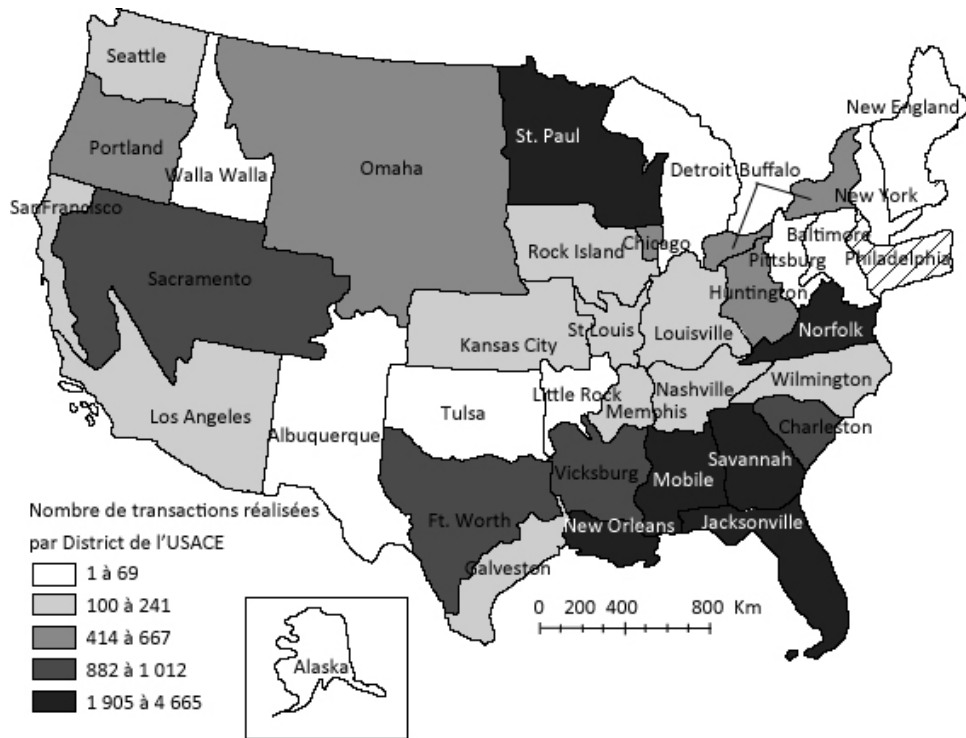


Figure 50 - Carte du nombre de transaction réalisées par district de l'USACE

Nous étudions également la répartition du nombre de transactions dans le temps (Figure 51). On peut voir que le nombre de projets de développement ayant eu recours à la compensation par le *mitigation banking* a connu une croissance continue depuis 1985 jusqu'en 2005. On observe une baisse du nombre de transactions à partir de 2007, que l'on peut associer au début de la crise économique (crise des *subprimes*) et qui continue jusqu'en 2009, avant de remonter en 2010.

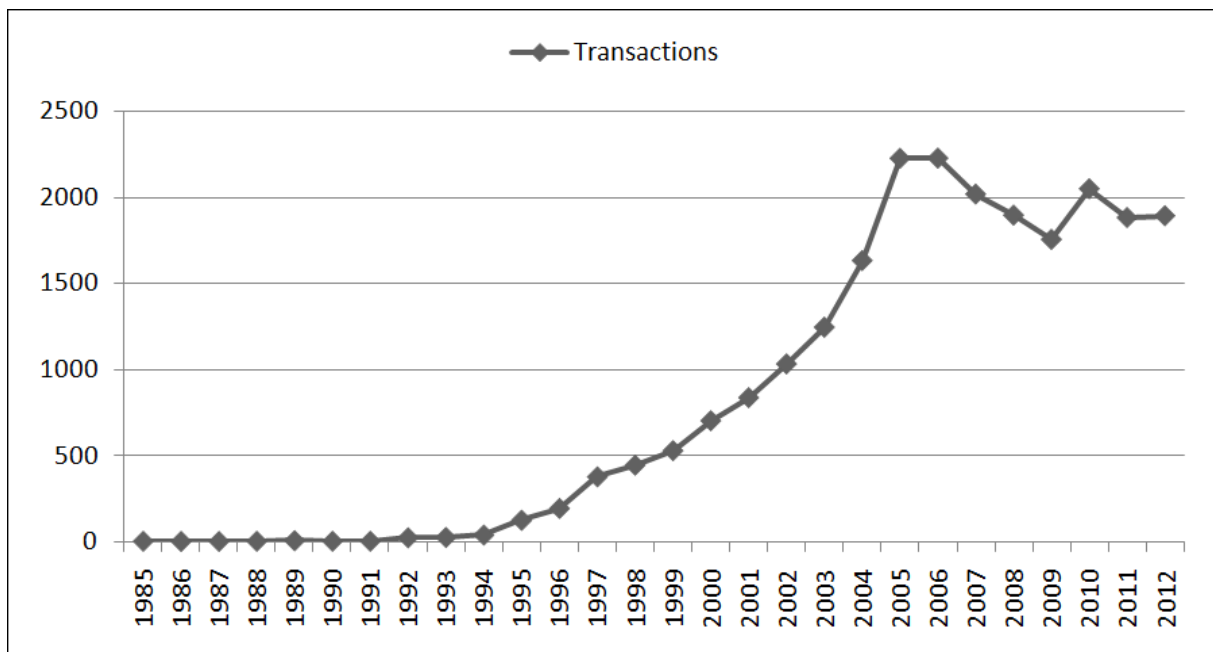


Figure 51 - Évolution temporelle du nombre de transaction effectuées par les banques de zones humides

Afin de décrire l'état du marché, il serait intéressant de disposer d'informations sur la valeur des échanges effectués à travers le *mitigation banking*. Cependant, les agences fédérales ne suivent pas les prix des échanges : les banques sont pour la plupart des entreprises privées qui ne communiquent pas sur les prix de leurs transactions. Il existe cependant des approximations, la plus récente provient du travail de Madsen et *al.* (2010) qui a estimé que le prix d'un crédit pouvait varier au niveau national de 3 000 USD à 653 000 USD avec une moyenne de 74 535 USD. Il a notamment observé d'importantes disparités géographiques avec un prix de crédit pouvant varier de 35 000 à 100 000 USD en Floride alors qu'il ne varie que de 12 500 à 22 500 USD au Texas. Cependant, étant donné la grande variabilité du nombre de crédits échangés par transaction, on peut se demander si un prix par crédit est le meilleur moyen de comparer les transactions entre elles.

### **3.4. La structure de l'offre**

#### **3.4.1. Comment sont organisés les acteurs du marché ?**

Les banques de compensation sont de différentes catégories selon la nature de leur sponsor et de leur client. L'USACE en a reconnu quatre catégories (USACE, 1995) :

- les banques à client unique (*Single Client banks*) : dans ce cas, le sponsor de la banque est aussi celui qui utilise les crédits. Ces banques nécessitent un effort de planification pour faire correspondre besoins de compensation et disponibilité de crédits ;
- les banques de projets conjoints (*Joint-Project banks*) : dans ce cas la banque a été créée dans le but de compenser les impacts de plusieurs organismes publics ou des organismes publics et privés. La mise en commun de ressources permet d'améliorer l'efficacité de la compensation ;
- les banques commerciales publiques : ces banques sont habituellement sponsorisées par des organismes publics pour compenser des pertes occasionnées par une combinaison de projets de travaux publics et de développement privé. Elles ont vocation à compenser des impacts causés par des projets généralement liés à un plan précis de développement territorial ;
- les banques commerciales privées : ces banques sont sponsorisées par des entrepreneurs privés dans le but de rendre les crédits compensatoires disponibles à la vente sur le marché.

Ces différents types de banques renvoient toutes à des logiques organisationnelles différentes. En effet, les banques commerciales privées s'inscrivent dans des dynamiques de retour sur investissement avec une forte intensité incitative caractéristique des marchés. A l'inverse, les banques à client unique font appel à des mécanismes de coordination qui rappellent ceux des

entreprises intégrées. Entre ces deux extrémités les banques de projets conjoints et les banques commerciales sont des formes intermédiaires construites autour d'une stratégie de développement territorial et qui mêlent les mécanismes de coordination administratifs et incitatifs.

Le Tableau 29 montre ainsi la variable ordinale construite à partir de ce raisonnement. La base de données RIBITS identifie aussi des banques « combinaison publique/privée » et « privée à but non lucratif » dont les logiques renvoient aux banques de projet conjoint. Nous pouvons voir que c'est la catégorie des banques commerciales privées qui totalise le plus de banque avec 710 banques, ce qui correspond à la volonté du système de se reposer sur les mécanismes de coordination du marché.

RIBITS	Classification	Banques
Single-Client	Banques à client unique	206
Combinaison Public/Private	Banques de projets conjoints	24
Private Nonprofit		19
Public Commercial	Banques commerciales publiques	84
Private Commercial	Banques commerciales privées	710

Tableau 29 - Classement des types de banques en fonction des formes organisationnelles auxquelles ils renvoient

### 3.4.2. Comment sont produits les crédits de compensations ?

Le type d'action mise en place et le capital humain mobilisé pèse sur la quantité de crédit qui sera attribuée à la banque pour compenser un impact. En effet, la quantité de crédits disponibles pour la vente est évaluée sur la base de calculs d'équivalence qui pénalisent les actions de préservation et d'amélioration et privilégient les actions de restauration et de création (Levrel et al., 2012b).

Le Tableau 30 montre la répartition des banques en fonction de l'action qu'elles ont majoritairement réalisée. Une banque peut appliquer plusieurs types d'action pour obtenir des crédits. On peut voir que l'action de ré-établissement est largement l'action la plus appliquée (545 banques). Il s'agit d'une action de restauration qui vise à recréer une zone humide qui avait disparue. Elle correspond à un gain en termes de fonctions et de surfaces. À ce titre elle fait partie des actions qui sont privilégiées par le régulateur (avec la création et la réhabilitation). Les actions de type préservation, amélioration ou zone tampon - qui correspond à une logique de préservation - rapportent généralement peu de crédits, mais elles nécessitent moins de moyens initiaux (connaissances et compétences). Il est aussi intéressant de noter que pour 197 banques l'information sur l'action n'est pas spécifiée.

Action	Banques
Non spécifiée	193
Préservation	50
Uplands (Zone tampon)	19
Amélioration	116
Réhabilitation	71
Ré-établissement	514
Création	80

**Tableau 30 - Classement des types d'action en fonction de la spécificité du capital humain qu'elles impliquent**

### 3.4.3. Comment les crédits sont-ils définis et évalués ?

Afin de juger de la qualité écologique des banques et de contrôler le respect de l'équivalence écologique entre le site impacté et le projet de compensation, le régulateur a déployé un ensemble de critères écologiques et de méthodes d'évaluation permettant de définir et de mesurer les crédits disponibles pour compenser des impacts. Dans cette partie nous allons nous intéresser aux systèmes de classification des crédits et aux méthodes d'évaluation.

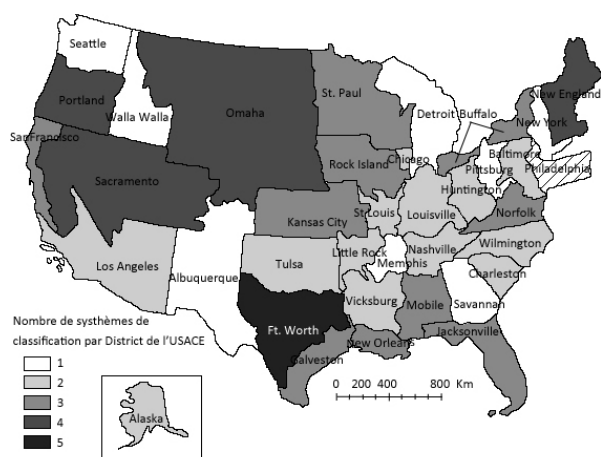
Si la majorité des banques n'utilisent qu'un seul type de classification pour qualifier leurs crédits, 360 banques ont eu recours à plus d'un système, allant même jusqu'à 16 types de crédits différents produits sur une même banque. En ce qui concerne les méthodes d'évaluation, seulement 9 banques ont eu recours à deux méthodes d'évaluation au lieu d'une.

Dans l'optique d'étudier l'impact du système de classification sur le nombre de transactions, il nous a fallu trouver un moyen de retranscrire la spécificité des actifs naturels à partir de la base de données RIBITS. Cette spécificité repose sur l'utilisation d'un système de classification des crédits et l'utilisation d'outils d'évaluation pour mesurer les performances écologiques des banques.

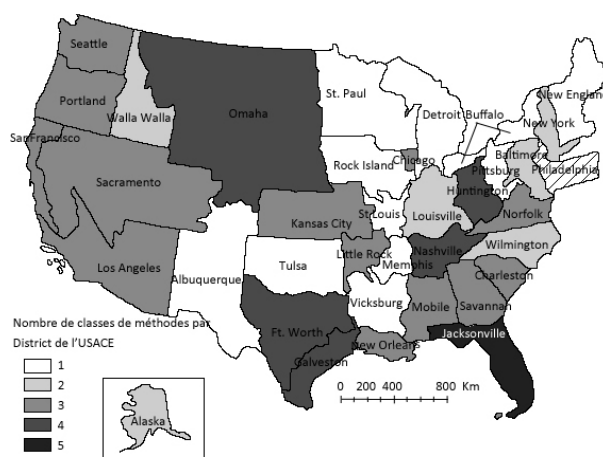
Il est difficile, loin du terrain, de savoir quelle est la réalité écologique derrière les termes utilisés. Afin de proposer une analyse globale de ces informations, nous faisons l'hypothèse qu'un système de classification ou une méthode d'évaluation est moins précis quand il est utilisé par un grand nombre de banques. Nous allons appliquer ce principe pour étudier les systèmes de classification et les méthodes d'évaluation. Pour les banques qui en utilisent plusieurs, nous choisirons de les qualifier à partir du système ou de la méthode associée avec la plus grande quantité de crédits échangés.

La Figure 52 et la Figure 53 montrent la répartition du nombre de systèmes de classification et du nombre de systèmes d'évaluation différents en fonction des districts de l'USACE. Il est difficile de dégager une logique géographique de ces cartes. En fait cela illustre le fait qu'il n'existe pas un unique marché de la compensation aux États-Unis. Les zones humides ont des spécificités locales qui

ne peuvent être appréhendées que par les régulateurs locaux qui développent les outils adaptés à leur évaluation et leur définition.



**Figure 52 - Carte du nombre de systèmes de classification différents utilisés par district de l'USACE**



**Figure 53 - Carte du nombre de systèmes d'évaluation différents utilisés par district de l'USACE**

Nous pouvons voir dans le Tableau 31 que nous avons recensé 97 systèmes de classification différents et 35 méthodes d'évaluation. Nous pouvons voir que 391 banques ont utilisé un seul système de classification, il s'agit de la dénomination « *Wetlands* ». Le fait qu'il soit utilisé par un grand nombre de banques dans tous les districts peut nous laisser penser qu'il ne porte pas beaucoup d'information précise sur la diversité et la complexité des écosystèmes compensés. Le même constat peut être fait pour la méthode d'évaluation « *Ratio* » qui est utilisée dans 705 banques. Par ce point, nous voulons souligner un des dangers de la création d'un marché pour la compensation qui est d'observer une diminution de la spécificité des écosystèmes à travers le choix d'indicateurs et de méthodes standardisées et facilement reproductibles entre deux transactions.

Classe	Systèmes de classification		Méthodes d'évaluation	
	Nombre de banques	Nombre de systèmes	Nombre de banques	Nombre de méthodes
1	113	73	39	23
2	120	13	68	6
3	144	6	96	3
4	276	4	134	2
5	390	1	706	1
Total	1043	97	1043	35

**Tableau 31 - Classification du nombre de banques en fonction du nombre de systèmes de classification des crédits ou de méthodes d'évaluation.** La classe la plus basse regroupe les systèmes qui sont utilisés par peu de banques et la classe la plus haute regroupe au contraire les systèmes qui sont utilisés par un grand nombre de banques.



Il existe aussi un effet historique lié à ces dénominations. Comme on peut le voir sur la Figure 54, le nombre de systèmes de classification et de méthodes d'évolution des crédits a constamment augmenté depuis la première transaction enregistrée sur le site RIBITS. Au fil de l'évolution de l'organisation du marché, les crédits et les méthodes d'évaluation se sont précisés et complexifiés renforçant la spécificité des crédits échangés.

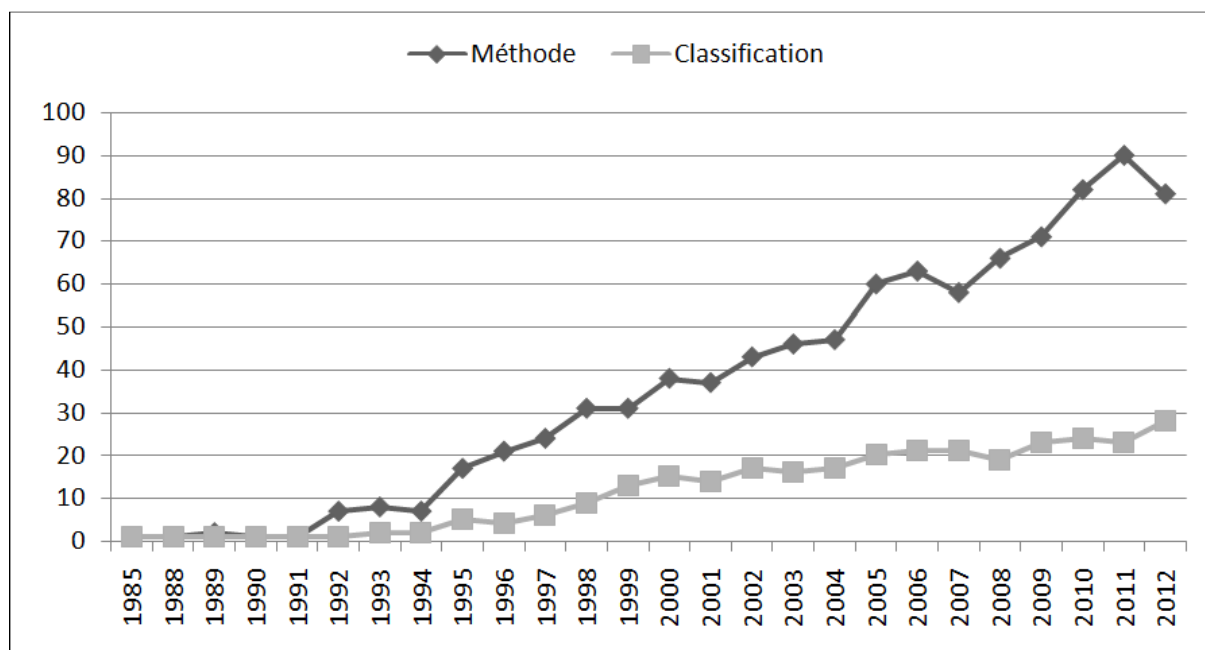


Figure 54 - Évolution du nombre de système de classification et de méthodes d'évaluation utilisées dans le mitigation banking pour contrôler la compensation

#### 4. Focalisation sur le district de Jacksonville

L'objectif de cette partie est d'étudier nos hypothèses au sein d'une unité de régulation homogène, soit à l'intérieur d'un seul district et en ajoutant de nouvelles informations ayant une dimension géographique. Nous nous intéressons ainsi au district de Jacksonville et nous ajoutons des informations relatives à la taille de l'aire de service des banques et à l'occupation du sol dans ces aires de service (surface de zones humides et évolution des surfaces de zones humides et de zones urbanisées). Cette analyse nous permet de proposer une analyse à une échelle différente, de mettre en perspective les informations du site de RIBITS et des informations issues du terrain présentées par Vaissière et *al.* (cet ouvrage) et résumées dans l'Encadré 1.

### Évaluation de la robustesse de la base de données RIBITS par comparaison avec les données de terrain (Vaissière et al. cet ouvrage)

- Le mode de remplissage de la base de données pour le district de Jacksonville peut être considéré comme homogène puisqu'une personne de l'USACE pour les banques de zones humides est responsable de la saisie. Récemment, les acteurs des nouveaux projets de banque de compensation peuvent pré-remplir certains champs qui sont ensuite visés par le responsable cité ci-dessus.
- La qualité de l'information concernant les banques s'est améliorée au fil du temps et on peut donc admettre que les informations les plus récentes sont aussi les plus robustes.
- Le nombre de transactions et le nombre de crédits vendus ont été validés par les personnes interrogées.
- L'information sur le type de banque est parfois erronée pour ce district. En effet sur les 60 banques indiquées comme « privée commerciales », en réalité au moins 11 sont des « combinaisons publiques/privées » ou des banques « publiques commerciales ».
- Les acteurs rencontrés remettent souvent en question le *type d'action* associé à leur banque. Tout d'abord, il s'agit des types d'action majoritairement utilisés: ceux-ci peuvent être en réalité multiples selon l'état initial de la parcelle qui deviendra la banque de compensation. De plus, il semble que cette classification n'est pas claire du point de vue de tous les acteurs et qu'elle n'est finalement pas déterminante pour l'obtention des crédits. C'est plutôt la plus-value espérée, établie par la méthode d'évaluation retenue qui sera déterminante. L'information sur le *type d'action* est par ailleurs souvent non renseignée (*Unspecified*) avec deux significations possibles : non spécifié dans les documents, ce qui est fort probable notamment pour les vieux documents, ou non spécifié car l'information n'a pas été récoltée mais elle existe peut-être.
- Cette base de données se limite au marché fédéral encadré par l'USACE, il peut en exister d'autres à l'échelle de certains États qui ne sont pas étudiés ici.

74% des enquêtés lors du terrain en Floride pensent que la base de donnée est utile et intéressante notamment pour la transparence de ce système. Ils en soulignent tout de même certaines limites qui pourraient être améliorées : le remplissage de la base de données n'est pas homogène entre les districts, il a été souligné qu'elle est parfois incomplète et peut comporter des erreurs de saisie. 26% ont une image plutôt négative de cette base de données pour certaines des raisons évoquées ci-dessus.

#### **4.1. *Le niveau de la demande : évolution des surfaces de zones humides et de zones urbanisées***

A cette échelle nous allons estimer la demande pour des crédits de compensation à travers des informations traitées par logiciel SIG :

- la surface de zones humides existantes dans l'aire de service d'une banque en 2006 ;
- l'évolution de la surface de zones humides dans une aire de service entre 1992 et 2006 ;
- l'évolution de la surface de zones urbanisées dans une aire de service entre 1992 et 2006.

La surface de zones humides dans les aires de services s'élève en moyenne à 140 800 ha (min : 6386 ha et max : 703 700 ha). Il est très intéressant de noter qu'entre 1992 et 2006, la surface de zones humides a augmenté de 16 820 ha en moyenne dans les aires de service. De même les zones urbaines ont augmenté de 20 820 ha en moyenne. En fait cette tendance s'exprime à l'échelle du pays tout entier, l'évolution de la couverture du sol entre 1992 et 2001 montre que c'est principalement la forêt qui a régressé (de 61,9 km<sup>2</sup>) suivie des surfaces agricoles (de 7,4 km<sup>2</sup>) au bénéfice de toutes les autres catégories de couverture, notamment des zones humides qui ont gagné 16,7 km<sup>2</sup> (Fry et al., 2009). Nous devons souligner que le système de classification des types d'occupation du sol ne fournit aucune information sur la qualité environnementale des éléments considérés comme des zones humides.

#### **4.2. *Le niveau de l'offre***

À cette échelle nous allons estimer l'offre à travers la surface de l'aire de service de chaque banque et le nombre de crédits par aire de service.

Dans le district de Jacksonville, les aires de service mesurent en moyenne 354 700 ha ( $\sigma = 220\,900$ ) avec un minimum de 25 530 ha et un maximum de 1 160 000 ha. Les aires de services dans ce district sont définies d'après l'échelle HUC-8 (Hydrologic Unit Code). Ce système de code définit différentes échelles géographiques à partir d'une logique de bassin versant. Le code HUC-2 correspond au niveau de plus large (la région) et HUC-12 au niveau le plus précis (partie d'une ligne de partage des eaux). HUC-8 correspond à une échelle intermédiaire (le sous-bassin versant). À l'échelle des États-Unis il existe 2 149 régions HUC-8 et elles mesurent en moyenne 58 790 ha<sup>64</sup>.

Dans le district de Jacksonville il y a soixante banques qui ont effectué en moyenne 37,4 transactions représentant une moyenne de 112,7 crédits par banque. Ce district se situe donc au-dessus de la moyenne nationale pour le nombre de transactions, mais en dessous en ce qui concerne

---

<sup>64</sup> Natural Resources Conservation Service (<http://www.nrcs.usda.gov>)

le nombre de crédits vendus. Les banques y font en moyenne 927 ha ce qui est nettement au-dessus de la moyenne nationale.

Presque toutes les banques sont de type commercial privé (56 banques) ce qui élimine l'intérêt d'utiliser cette variable ici. Comme on peut le voir sur le Tableau 32, les banques ont recours à cinq systèmes de classification différents, qui sont relativement plus précis que la moyenne des systèmes utilisés dans d'autres districts au regard de notre classification en termes de précision. Le district de Jacksonville a recours à sept méthodes d'évaluation des crédits. Une méthode est particulièrement utilisée, il s'agit de l'*Uniform Mitigation Assessment Method* (UMAM) qui est une méthode d'évaluation fonctionnelle utilisée uniquement dans ce district.

Enfin, en ce qui concerne le type d'action mise en œuvre, cette information est absente pour 33 banques, les autres ont appliqué en majorité l'amélioration avec 25 banques, à l'exception de deux banques qui ont appliqué le rétablissement.

Système de classification	Nombre de banques	Classe	Méthodes d'évaluation	Nombre de banques
Estuarine	2	1	E-WRAP	1
Palustrine	27	2	Florida s Uniform Mitigation Assessment Method	25
Palustrine Emergent	10	2	Integrated Functional Index	1
Palustrine Forested	23	2	LPI Functional Assessment Methodology (Little Pine Island)	1
Palustrine Scrub/shrub	1	1	M-WRAP	10
			Ratio	2
			WATER	2

Tableau 32 - Systèmes de classification et méthodes d'évaluation des crédits utilisés dans le district de Jacksonville

## 5. Discussion et conclusion

Le *mitigation banking* correspond à un marché fortement régulé. En effet le régulateur, l'USACE, contrôle la demande - par la délivrance de permis d'impacter - et l'offre - par l'autorisation des banques et l'attribution des crédits de compensation. L'échelle du district de l'USACE semble correspondre à un niveau pertinent pour étudier les mécanismes qui animent l'offre et la demande sur les marchés des crédits de compensation. L'objectif de ce travail était de présenter une analyse du système du *mitigation banking* à travers des informations fournies par l'USACE sur la plate-forme

RIBITS. Grâce à ces informations nous avons pu dresser une analyse spatiale et temporelle du marché des crédits de compensation à l'échelle des États-Unis et à l'échelle d'un district, Jacksonville.

Le *mitigation banking* est apparu de la volonté des pouvoirs publics de faire appel aux mécanismes du marché pour organiser la compensation. Le premier élément à considérer pour le marché est donc lié à la demande. Cette dernière est contrôlée par l'USACE qui peut choisir d'autoriser ou non des projets ayant un impact sur les zones humides. Cependant, la demande est aussi liée à la dynamique plus large de l'aménagement du territoire. Le nombre de transactions réalisées par une banque est ainsi lié à la surface de zones humides et à leur conversion en zone urbanisée dans sa zone de service.

Le marché créé est aussi caractérisé par l'offre de compensation. Le nombre de banques n'a eu de cesse d'augmenter dans le temps, ce qui est le résultat de la volonté du régulateur d'encourager ce mode d'organisation pour les transactions. L'offre est caractérisée par la taille de son aire de service, qui définit la zone dans laquelle une banque peut compenser un impact d'une part et par la quantité de crédits disponibles pour compenser des impacts d'autre part. Ces quantités de crédits sont difficiles à déchiffrées car elles sont corrélées avec les autres paramètres du marché mais jamais linéairement. En fait les crédits ne peuvent être lus qu'à travers un système de classification qui les définit, un type d'action pour mettre en place l'investissement et une méthode d'évaluation qui permet de mesurer l'équivalence avec l'impact à compenser. Il existe une grande variété de paramètres, ce qui explique la grande variabilité des quantités de crédits.

Les transactions correspondent à la rencontre de l'offre et de la demande. Étant donné les disparités institutionnelles qui encadrent offre et demande entre les districts, il est difficile de parler d'un marché de la compensation aux États-Unis. Il est plus probable que l'on puisse définir plusieurs marchés en fonction des districts et de leur propres règles de l'échange.

Nous avons vu que le *mitigation banking* a évolué depuis la première transaction enregistrée sur le site de RIBITS en 1985. Au fur et à mesure que le nombre d'impacts compensés par l'achat de crédits a augmenté, on observe une complexification du système : le nombre de systèmes de classification et le nombre de méthodes d'évaluation des crédits ont augmenté. Cette complexité du système le rend finalement très délicat à analyser, comme l'illustre nos difficultés à interpréter la variabilité des quantités de crédits ou encore la difficulté générale qui existe à connaître la valeur des crédits. Cela peut justifier le couplage de méthodes quantitatives globales et des analyses qualitatives de terrain (Vaissière et al., cet ouvrage).

## ***Références***

Cf. PARTIE V - Bibliographie



# **Chapitre 2 - L'émergence du marché de la compensation aux États-Unis : changements institutionnels et impacts sur les modes d'organisation et les caractéristiques des transactions**

Scemama Pierre et Levrel Harold

*Publié dans la Revue d'Économie Politique, 123(6), 893-924, 2014.*

## **Résumé**

Aux États-Unis, le Clean Water Act requiert des mesures compensatoires pour les écosystèmes aquatiques qui seraient endommagés par des projets d'aménagement. A partir des années 90, pour améliorer la qualité du système, on a assisté à l'émergence d'un système marchand pour encadrer les transactions liées à la mise en place des actions de compensation. Le cadre théorique de l'économie néo-institutionnel stipule que le choix du mode d'organisation d'une transaction se fait sur la base de la minimisation des coûts de transaction. Ces coûts sont liés aux dispositifs de coordination qui sont propres à chaque mode d'organisation et dont l'efficacité - en termes de coûts de transaction - dépend des caractéristiques de la transaction : la spécificité des actifs, l'incertitude et la fréquence des transactions.

Les transactions liées à la compensation des impacts impliquent un investissement important dans du capital naturel - l'écosystème aquatique - de manière à produire un gain environnemental équivalent en qualité et en quantité aux pertes liées au dommage. L'application de la théorie néo-institutionnelle à l'étude de ces transactions permet de montrer que ces transactions ont des caractéristiques originales qui nécessitent des modes d'organisation de formes hybrides. La volonté d'inscrire la compensation dans un système marchand implique un alignement des caractéristiques des transactions avec un risque de diminution de la spécificité du capital naturel. Par conséquent il est nécessaire de maintenir un système de régulation fort pour garantir la qualité de la compensation.

## **Mots-Clés**

Économie Néo-Institutionnelle, Mode d'organisation, Compensation Écologique, Banques de Compensation

## 1. Introduction

Le bien-être social des populations à une période donnée est fonction de l'utilité dégagée par la consommation des biens et services disponibles à cette période (Ramsey, 1928). La consommation future et donc le bien-être social sont fonction des stocks actuels de capitaux (Mäler et al., 2008). Il existe différents types de capitaux impliqués dans les fonctions de production: le capital manufacturé (actifs immobiliers, matériels de production et produits finis), le capital humain (tout ce qui contribue à la force de travail dégagée par l'homme comme l'éducation ou la santé), le capital social (qui comprend l'ensemble des réseaux sociaux facilitant l'efficacité organisationnelle) et le capital naturel.

Le capital naturel peut être divisé en quatre catégories (Clewell et Aronson, 2010): le capital naturel renouvelable (les espèces vivantes et les écosystèmes), le capital naturel réapprovisionnementnable (la couche d'ozone, l'eau potable, etc.), le capital naturel cultivé (les cultures, les plantations forestières, etc.) et le capital naturel non renouvelable (le pétrole, les minerais, etc.).

Malgré le caractère renouvelable<sup>65</sup> d'une partie importante du capital naturel, ce dernier subit une forte érosion pour deux raisons (UICN, 2009 ; Butchart et al., 2010 ; Hoffmann et al., 2010). La première est l'augmentation des activités humaines qui dégradent les écosystèmes à travers la surexploitation, l'introduction d'espèces invasives, la destruction et la pollution des habitats ou le réchauffement climatique (Sala et al., 2000 ; Balmford et Bond, 2005). La seconde est le manque d'investissement dans le capital naturel qui permet la fourniture des services écosystémiques<sup>66</sup>. Ce constat entraîne l'augmentation d'initiatives visant à encourager l'investissement dans le capital naturel comme par exemple les engagements de la CDB qui vise la restauration d'au moins 15% des écosystèmes dégradés d'ici 2020 (CDB, 2011).

Parmi le capital naturel concerné on trouve les écosystèmes aquatiques dont la moitié de leurs surfaces auraient disparu depuis 1900 (Russi et al., 2012). Ce constat de la dégradation des écosystèmes aquatiques conduit à des innovations institutionnelles visant à réduire leur destruction et à encourager leur restauration. La mise en place de la Section 404 du Clean Water Act (CWA) américain représente l'une de ces innovations institutionnelles. Elle a pour objet de limiter les droits d'usage des propriétaires des zones humides en vue de mieux préserver ces écosystèmes. Ainsi un propriétaire qui souhaiterait utiliser sa zone humide pour y construire une route ou un bâtiment doit

---

<sup>65</sup> Le capital renouvelable réapprovisionnementnable et cultivé peut être exploité de façon à respecter les taux de renouvellement, alors que le capital naturel de type non renouvelable est un stock de biens dont l'exploitation conduit à la liquidation d'une partie du stock (Rees, 1995).

<sup>66</sup> Le *Millenium Ecosystem Assessment* identifie quatre catégories de services écosystémiques (MEA, 2005): les services d'approvisionnement qui renvoient aux ressources naturelles directement exploitées ; les services de régulation qui représentent les fonctions écosystémiques telles que la purification de l'eau ou le recyclage des déchets ; les services de support qui sont les processus élémentaires nécessaires à la reproduction du vivant sur la Terre ; les services culturels qui sont liés aux activités récréatives en lien avec la nature et au sentiment de bien-être de manière générale.



acquérir un droit de détruire qui est délivré par l'USACE sous condition de respecter une procédure nommée *mitigation sequence*<sup>67</sup>. Le renforcement de la régulation des usages sur les zones humides fait apparaître une nouvelle transaction liée à la mise en place de compensations environnementales, correspondant à la troisième étape de la *mitigation sequence*.

Pour étudier les caractéristiques de cette transaction, il est possible d'avoir recours à différents cadres théoriques. Nous proposons, dans ce papier, d'utiliser l'approche de la théorie néo-institutionnelle. D'après cette théorie, toute transaction requiert un mode d'organisation caractérisé par des dispositifs spécifiques de coordination qui génèrent des coûts de transaction, variant selon les caractéristiques de la transaction. Toujours d'après cette théorie, le choix du mode organisationnel s'opère de manière à aligner les caractéristiques de la transaction et le mode d'organisation dans l'optique de minimiser les coûts de transaction, c'est-à-dire les coûts de détermination du juste prix, les coûts de négociation et de contractualisation (Williamson, 1985 ; Ménard et Shirley, 2008 ; Annexe 1).

Dans le cadre des compensations environnementales, cette transaction implique un investissement dans du capital naturel que représente un écosystème aquatique. Ce sont les caractéristiques de cet investissement qui déterminent la quantité et la qualité des gains environnementaux qui sont produits.

Le recours à l'économie néo-institutionnelle est en expansion dans l'étude des politiques environnementales (Coggan et al., 2010 ; McCann, 2013 ; Pannell et al., 2013). Ces publications étudient généralement les coûts de transaction sous deux angles : une approche théorique visant à faire un lien entre le cadre des coûts de transaction et celui de l'analyse des politiques environnementales (McCann et al., 2005 ; Coggan et al., 2013 ; Marshal, 2013) ; l'évaluation des coûts de transactions associés à la mise en œuvre de politiques environnementales (Falconer et al., 2001 ; Rorstad et al., 2007 ; Steele, 2009 ; Nilsson, 2009 ; Mettepenningen et al., 2011). En revanche, l'analyse des caractéristiques des transactions – spécificité des actifs, incertitudes, fréquence des transactions –, qui peuvent expliquer comment les niveaux coûts de transaction varient selon différentes modalités de mises en œuvre d'une politique environnementale, ne semble pas avoir été développée dans la littérature.

L'hypothèse que nous souhaitons discuter dans cet article est que ces transactions, qui mettent en jeu des investissements dans du capital naturel, ont des caractéristiques particulières qui pèsent

---

<sup>67</sup> Il s'agit d'une procédure en trois étapes définies par la Section 404 du CWA. La première étape est « l'évitement » qui implique que tous les impacts négatifs sur les ressources aquatiques doivent être évités s'il existe au moins une alternative ayant moins d'impacts négatifs. La deuxième étape est la « réduction » qui nécessite que tous les impacts négatifs qui n'ont pas pu être évités doivent être minimisés. La dernière étape est « la compensation » qui implique que tous les impacts résiduels, suite à l'application des étapes d'évitement et de réduction, doivent être compensés. Le montant et la qualité de la compensation ne peuvent en aucun cas permettre à la compensation de se substituer aux étapes d'évitement et de réduction.

sur le choix du mode d'organisation, sur l'efficacité des changements institutionnels et *in fine* sur la qualité de la compensation environnementale.

Pour tester cette hypothèse, nous détaillerons, dans une première partie, comment la compensation des impacts autorisés sur les zones humides est mise en œuvre aujourd'hui, en détaillant les caractéristiques des transactions associées, les coûts de transactions générés par celles-ci, et leurs conséquences sur l'efficacité du système de régulation. Dans une seconde partie nous étudierons comment l'émergence d'une nouvelle forme de gouvernance au cours des années 2000 - les banques de compensation - a représenté une réponse organisationnelle à l'échec du système réglementaire originel, et en quoi elles ont pu créer une plus grande efficacité de la politique environnementale autour des zones humides. Nous discuterons ensuite les enseignements tirés de notre analyse au regard de notre hypothèse de départ.

## ***2. La compensation des impacts autorisés sur les zones humides***

### ***2.1. La compensation et la transaction qui en découle***

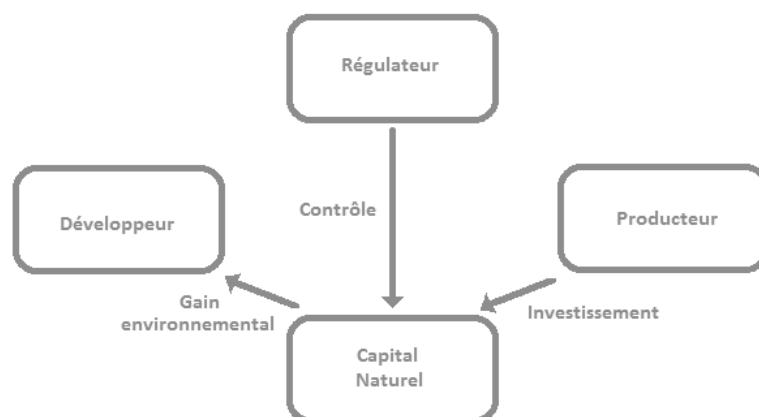
Aux Etats-Unis, la section 404 du CWA a créé un système d'autorisation conditionnelle des impacts: si un aménageur désire détruire un écosystème aquatique, il doit obtenir un permis qui est délivré par l'agence de l'US Army Corps of Engineers (USACE) du district concerné, après consultation du bureau régional de l'*US Environmental Protection Agency* (EPA). Il peut choisir d'autoriser l'impact, de l'interdire ou de l'autoriser à condition que l'aménageur "crée" une certaine quantité d'écosystème aquatique en compensation de la perte générée par l'aménagement.

L'unité d'analyse de l'économie néo-institutionnelle est la transaction, ainsi en suivant la définition retenue par la théorie<sup>68</sup> nous nous intéresserons à l'étude de la transaction qui unit (Figure 55):

- le développeur qui a besoin d'un gain environnemental équivalent au dommage dont il est à l'origine ;
- le professionnel du génie écologique qui investit dans le capital naturel que représente la zone humide, à travers des actions de compensation, de façon à répondre à la demande du développeur ;
- le régulateur qui contrôle l'équivalence entre les pertes et les gains de capital naturel.

---

<sup>68</sup> "Une transaction a lieu lorsqu'un bien ou un service est transféré à travers une interface technologiquement séparable. Une étape d'activité se termine et une autre commence" (Williamson, 1985, p1)



**Figure 55 - Représentation de la transaction que nous étudions dans le cadre de la compensation écologique.** Il s'agit d'une représentation simple de la transaction destinée à faire apparaître les acteurs protagonistes (les deux parties et la partie tiers qui la régle) et leur rôle vis à vis du capital naturel au cœur de la transaction.

Au regard de ce que nous avons mentionné plus haut, le professionnel du génie écologique déploie un investissement dans un outil de production - l'écosystème aquatique - correspondant au capital naturel. Ce sont les caractéristiques de cet investissement qui déterminent la quantité et la qualité du gain environnemental correspondant au produit vendu au développeur. C'est pourquoi il semble important d'étudier la spécificité des actifs à mobiliser, l'incertitude qui pèse sur les transactions et la fréquence des transactions.

## 2.2. *La spécificité des actifs déployés dans ces transactions*

Un actif spécifique est défini comme un investissement durable et spécialisé qui ne peut pas être redéployé vers un usage alternatif sans entraîner de perte de sa valeur productive. Il existe plusieurs types de spécificité qui peuvent être associées aux actifs naturels que représentent les écosystèmes: spécificité physique, spécificité de site, spécificité dédiée, spécificité de savoir-faire et spécificité de marque (Tableau 33). Nous proposons de détailler leur contenu et leur influence sur les coûts de transaction à partir de l'exemple des écosystèmes aquatiques.

<b>Spécificité des actifs déployés</b>		
<b><u>Spécificité du capital naturel</u></b>	<b>Spécificité physique</b>	• Complexité et diversité des composantes et des fonctions des écosystèmes
	<b>Spécificité de site</b>	• Forte dépendance de la dynamique des écosystèmes aux interactions avec leur environnement bio-géo-climatique
	<b>Spécificité dédiée</b>	• Adaptation du capital naturel déployé pour répondre à une demande « sur-mesure » du développeur
<b><u>Spécificité du capital humain</u></b>	<b>Spécificité de savoir faire</b>	• Diversité des connaissances nécessaires pour créer ou restaurer les fonctions écologiques des zones humides et obtenir des gains environnementaux
	<b>Spécificité de marque</b>	• Réputation des acteurs concernant leur capacité à jouer leur rôle dans la transaction

**Tableau 33 - Les différents types de spécificité des actifs engagés dans des transactions de compensation écologique**

### La spécificité du capital naturel

Dans le cadre de la compensation, c'est la réglementation qui définit le degré de spécificité du capital naturel en fixant les critères qui définissent l'équivalence écologique entre les pertes associées à l'impact et les gains associés à la compensation. Le régulateur utilise trois critères pour calculer l'équivalence.

Les caractéristiques physiques de l'écosystème: le terme d'écosystème aquatique renvoie à une grande variété d'habitats naturels (rivière, marais, tourbière...) qui ont des propriétés structurelles et fonctionnelles spécifiques. Dans le cadre de la compensation, l'équivalence écologique entre les gains et les pertes nécessite une définition détaillée des composantes cibles de la biodiversité et des écosystèmes (Quétier et Lavorel, 2011).

La localisation de l'action de compensation: elle influence fortement le fonctionnement des écosystèmes aquatiques (Moreno-Mateos et al., 2012). D'une part parce qu'un écosystème ne remplit pas les mêmes fonctions écosystémiques selon le lieu où il est localisé (Mitsch et Gosselink, 2000) et d'autre part parce que cette localisation influence fortement les interactions écologiques et la résilience de l'écosystème (Hanski, 1998)<sup>69</sup>.

Le fait que l'investissement doit être dédié à une demande spécifique: l'investissement dans l'écosystème aquatique que représente la compensation doit être adaptée à un impact spécifique, associé à un projet de développement particulier, et il ne peut être utilisé pour un autre impact généré par un autre projet de développement. Il s'agit d'un investissement « sur-mesure ».

Les critères d'équivalence sont centraux dans l'étude des coûts de transaction. Le régulateur peut « adapter » les niveaux d'exigence autour des critères mentionnés ci-dessus pour déterminer si l'écosystème détruit et l'écosystème compensé sont équivalents (Levrel et al., 2012b ; McKenney et Kiesecker, 2009 ; Quétier et Lavorel, 2011). Des niveaux de critères retenus dépendront les niveaux de coûts de transaction pour le régulateur et le professionnel de l'ingénierie écologique. En effet, plus ces critères sont stricts, plus le contrôle du respect des critères est lourd à assumer pour le régulateur. Simultanément, plus les critères sont exigeants, plus la spécificité du capital naturel déployé par le professionnel de l'ingénierie écologique pour une action de compensation est grande et plus il est difficile de redéployer cet investissement pour un autre usage que celui pour lequel il a été initialement prévu sans faire fortement augmenter les coûts. Enfin, si ces critères d'équivalence sont très contraignants, cela va prendre plus de temps au développeur de pouvoir démontrer

---

<sup>69</sup> La question de la spécificité de site du capital naturel est par ailleurs liée à la distribution spatiale des services écosystémiques fournis pour les populations humaines qui vont pouvoir en bénéficier, même si cela n'est pas réellement pris en compte par la réglementation américaine (Flores et Thacher, 2002 ; Zafonte et Hampton, 2007).

l'équivalence entre les gains et les pertes environnementales et conduire à augmenter fortement les coûts de transaction pour ce dernier.

Pour le producteur et l'acheteur, cela implique qu'ils se retrouvent dans une situation de *lock-in*. Aucun des deux n'a intérêt à ce que la relation qu'ils entretiennent soit rompue - au sein de cette transaction où le régulateur joue un rôle majeur - mais chacun peut chercher à exploiter la dépendance de l'autre et à s'accaparer la quasi-rente générée par de tels investissements (Klein et al., 1978). Ainsi pour se protéger des risques de comportements opportunistes, les parties de la transaction adoptent des dispositifs de coordination contractuelle relativement lourds, qui sont éloignés de ceux proposés par le marché.

### La spécificité du capital humain

La compensation des impacts implique aussi des investissements dans du capital humain dont la spécificité repose sur deux éléments.

Premièrement, les actions pratiquées pour déployer l'investissement nécessitent un savoir-faire spécifique. Pour le professionnel de l'ingénierie écologique, ce savoir-faire est lié à la conception de l'écosystème et à la mise en œuvre des travaux et du suivi. Pour le développeur, ce savoir-faire concerne les capacités dont il dispose à pouvoir contrôler l'action de l'entreprise d'ingénierie. Pour le régulateur enfin, ce savoir-faire est lié à la définition de l'équivalence et aux capacités de contrôle de son respect.

De nouveau, la spécificité et donc le niveau de coûts de transaction sont largement liés aux critères d'équivalence retenus. Si ces derniers sont exigeants, la compréhension du fonctionnement de l'écosystème nécessitera un degré de savoir-faire très élevé qui ne pourra pas être intégralement redéployé vers une autre forme d'investissement. Le savoir-faire sera extrêmement spécialisé sur les mesures compensatoires pour les écosystèmes aquatiques et uniquement sur cela.

Au-delà du critère d'équivalence, un facteur qui joue fortement sur les niveaux de savoir-faire requis est le type d'action qu'il est possible de mener pour réaliser une mesure compensatoire. Il existe quatre types d'action possible<sup>70</sup> qui ne génèrent pas les mêmes gains environnementaux et ne requièrent pas les mêmes niveaux de savoir-faire (Tableau 34).

---

<sup>70</sup> Les actions de restauration concernent un écosystème qui a été dégradé et qu'il s'agit de remettre en état. Les actions de création visent à créer un nouvel écosystème, par exemple en transformant une prairie en une zone humide. Les actions d'amélioration visent à améliorer les conditions environnementales d'un écosystème en améliorant le traitement des eaux usées par exemple. Les actions de préservation visent à protéger de manière définitive un écosystème sain.

Action	Gain de surface	Gain de fonction	Niveau de savoir faire
Préservation	Non	Non	-
Amélioration	Non	Oui	+
Création	Oui	Oui	+++
Restauration (réhabilitation)	Oui	Non	++
(ré-établissement)	Oui	Oui	++

Tableau 34 - Correspondance entre une action et son résultat en termes de gain net de surface et de fonctions

Deuxièmement, les acteurs impliqués dans la compensation mettent en jeu leur réputation. Cette réputation doit être considérée à l'échelle de la transaction et à une échelle plus large. A l'échelle de la transaction, cette réputation est liée à la capacité de l'acteur à jouer son rôle. Pour le professionnel de l'ingénierie écologique, sa réputation tient à sa capacité à réaliser les actions qui pourront permettre d'atteindre l'équivalence écologique en un minimum de temps, de manière à ce que le projet de développement puisse obtenir son permis. L'enjeu pour lui est donc qu'il puisse bénéficier d'une bonne réputation auprès des développeurs, pour obtenir des contrats, mais aussi auprès des régulateurs car c'est auprès de ces derniers qu'il faudra justifier de l'équivalence. Pour le régulateur il s'agit de sa crédibilité à contrôler l'application des mesures compensatoires. Ce qui est essentiel puisque le manque de crédibilité autour de la capacité de l'acteur public à mettre en œuvre un système de régulation constitue généralement un obstacle à l'investissement (Spiller et Tommasi, 2005). Cette réputation engage aussi le régulateur auprès d'un public plus large car il s'agit de sa crédibilité auprès du grand public sur sa capacité à faire respecter une politique environnementale. Une nouvelle fois, la réglementation et le critère d'équivalence jouent un rôle important pour la spécificité de marque des investissements, dans le sens où un critère très exigeant augmentera les coûts de transaction.

### ***2.3. L'incertitude et la fréquence des transactions***

Les autres sources de coûts de transaction qui sont reconnues par la théorie néo-institutionnelle sont l'incertitude (environnementale et comportementale) et la fréquence des transactions.

L'incertitude environnementale porte sur les perturbations exogènes aux décisions des contractants. Au niveau écologique, l'incertitude est une donnée essentielle pour toutes les actions mises en œuvre dans le cadre de la gestion des écosystèmes aquatiques. Malgré les progrès effectués dans la compréhension des dynamiques et de composition des communautés, la restauration d'un écosystème permet rarement de reproduire à l'identique la structure, la

composition ou les fonctions d'un autre écosystème (Zedler et Callaway, 1999 ; Hilderbrand et al., 2005 ; Morris et al., 2006 ; Gibbons and Lindenmayer, 2007). Les écosystèmes peuvent réagir différemment à la restauration et atteindre un état final différent d'un autre à partir des mêmes conditions initiales (Folke et al., 2004). Il n'est donc pas certain qu'une action entreprise ait les effets escomptés sur la biodiversité et les mesures compensatoires nécessitent de mettre en place un système de gestion souple et adaptatif ainsi qu'un protocole de suivi écologique permettant de s'adapter en temps réels pour atteindre les objectifs initialement fixés. Là-encore, tout cela représente une source de coûts de transaction importants pour toutes les parties.

Mais l'incertitude environnementale peut aussi se rencontrer au niveau institutionnel et réglementaire. Il existe ainsi des risques de changement des règles du jeu qui peuvent par exemple concerner l'évolution des critères d'équivalence, du fait de nouveaux cadres législatifs ou de décisions de justices, et avoir de fortes conséquences sur les coûts de transaction associés.

L'incertitude comportementale provient de l'opportunisme des contractants et de l'impossibilité de prévoir les comportements stratégiques qui en résultent. Dans le cadre de la compensation, le risque d'opportunisme des parties est fort tant ils n'ont aucun intérêt à connaître avec précision la qualité environnementale du bien qu'ils vont échanger, à partir du moment où le permis est délivré (Gustafsson, 1998 ; Salzman et Ruhl, 2000 ; Kroeger et Casey, 2007). Cela encourage les aménageurs qui cherchent à obtenir des permis à sous-estimer l'impact environnemental et les investisseurs dans le capital naturel à surestimer la valeur des gains produits par leurs actions de compensation (Walker et al., 2009).

Le rôle de la fréquence des interactions entre les différentes parties, sur les coûts de transaction, est assez difficile à mesurer. Une augmentation de la fréquence des transactions accroît la probabilité, toute chose égale par ailleurs, qu'une des parties adopte un comportement opportuniste du fait d'une meilleure connaissance des sources d'incertitudes qui peuvent être utilisées de manière stratégique. Dans le même temps, la répétition d'une transaction encourage le développement de routines et d'un savoir commun entre les partenaires, et peut donc avoir une influence bénéfique sur les coûts de transaction. Les actions de manipulation des écosystèmes étant généralement soumis à des dynamiques de "learning-by-doing", nous pouvons sans trop de risque faire l'hypothèse qu'une augmentation des interactions entre les parties diminue les coûts de transaction.

## **2.4. Conséquences du niveau de coûts de transaction sur le mode d'organisation de la compensation et sur l'efficacité du système**

Le mode d'organisation « historique » des mesures compensatoires est le système du *permitted-responsible*. Dans ce système la responsabilité de la compensation repose sur le développeur. C'est à lui de prouver au régulateur que l'investissement dans le capital naturel qui a été déployé au titre de la compensation permet bien de produire un gain environnemental équivalent aux pertes liées à son projet de développement. Le niveau d'exigence des critères d'équivalence est donc l'élément qui va fortement peser sur le niveau des coûts de transaction.

Le développeur ne possède généralement pas les compétences de génie écologique suffisantes pour mettre en place lui-même l'action de compensation. Il va donc faire appel à un bureau d'étude spécialisé pour mettre en place la compensation. Le besoin d'équivalence entre l'écosystème détruit et les mesures compensatoires réalisées nécessitent une planification conjointe entre le développeur et le professionnel du génie écologique. Cette planification conjointe sera d'autant plus importante que le niveau de spécificité du capital naturel sera fort et nécessitera l'adoption d'un mode organisationnel de forme hybride (Ménard, 2004).

En effet, alors que le marché serait incapable de mobiliser les ressources et les compétences requises pour réaliser une mesure compensatoire de manière adéquate, et que la firme entraînerait une réduction de la flexibilité, la forme hybride va permettre d'organiser les activités à travers la coordination et la coopération. Les décisions d'investissement sont donc généralement prises de manière conjointe, notamment autour du partage de la rente.

La forme hybride est par ailleurs caractérisée par l'expression forte de la concurrence. Dans le cadre de la mise en œuvre de mesures compensatoires, elle s'exprime de deux manières : entre les partenaires, qui peuvent avoir des stratégies distinctes (Coase, 2000) et avec d'autres projets qui peuvent aussi demander un permis sur un même territoire. Les partenaires sont tous les deux positionnés sur des marchés fortement concurrentiels, le marché de la construction pour les développeurs et le marché de l'ingénierie écologique pour les producteurs. Pour les partenaires le groupement de ressources et la planification conjointe sont perçus comme des moyens de mieux maîtriser l'incertitude et donc de survivre dans cet environnement fortement concurrentiel.



### ***3. Vers l'émergence du mitigation banking***

#### ***3.1. Le constat de l'inefficacité du permittee-responsible pour diminuer la destruction des écosystèmes aquatiques***

A partir de la fin des années 80, une série de rapports de terrain mirent en évidence que de nombreux sites de compensation n'avaient en fait jamais été construits et que ceux qui avaient été construits se trouvaient dans un état de dégradation important selon l'avis des écologues (National Research Council, 2001 ; Government Accountability Office, 2005).

Par exemple, Kentula et collaborateurs (1992) ont étudié des permis accordés dans les Etats d'Oregon et de Washington. Pour 58 permis accordés entre 1977 et 1987 dans l'Etat d'Oregon, 82 écosystèmes aquatiques ont été détruits (74 ha) alors que 80 ont été créés (42 ha) ce qui a représenté une perte de 43% en surface d'habitats de zones humides. De même, pour 35 permis accordés entre 1980 et 1986 dans l'Etat de Washington, un déficit de 26% d'habitats a été observé (61 ha détruits pour 45 ha créés). De plus, les écosystèmes aquatiques créés n'étaient pas les mêmes que ceux endommagés dans la plupart des cas.

Cette inefficacité de la régulation est à rapprocher du niveau très élevé des coûts de transaction qui entoure la réalisation de chaque mesure compensatoire. Le système du *permittee-responsible* implique que le régulateur doivent contrôler autant de mesures compensatoires qu'il existe de projets (Figure 56), ce qui conduit à augmenter fortement les niveaux de coûts de transaction et à rendre le contrôle des transactions relatives aux mesures compensatoires extrêmement difficile.

Au même moment, on assistait à une pression importante de la part de l'industrie du bâtiment qui militait pour une simplification de la procédure d'obtention des permis. Ce contexte conduisit l'administration du Président Bush (1989-1993) à proposer une série d'actions regroupées dans l'agenda "*No Net Loss of Wetlands*". Cet agenda a notamment rejeté l'échec de la séquence d'atténuation sur l'organisation administrative du CWA à l'échelle fédérale. L'origine institutionnelle de cet échec est liée à l'absence d'accord entre l'EPA et l'USACE jusqu'au début des années 90 sur : la manière dont la notion de compensation devait être entendue ; les principes qui devaient en guider la mise en œuvre (localisation par rapport au site endommagé, équivalences écologiques) ; les procédures à suivre pour réaliser ces mesures de compensation (Hough et Robertson, 2008).

C'est à partir de cette période que l'administration fédérale va appuyer l'adoption d'incitations marchandes pour la régulation du système de compensation pour les écosystèmes aquatiques (Robertson, 2004). C'est d'ailleurs en 1991 qu'apparaissent les premières expériences de *mitigation banking*, simultanément dans les Etats de Géorgie, d'Illinois et de Floride.

Le système du *mitigation banking* est la seconde forme organisationnelle permettant de réguler les mesures compensatoires (Figure 56). La plus grande innovation de ce système tient au fait que la responsabilité de la compensation repose sur un nouvel acteur qui est la banque de compensation. La banque de compensation contient généralement un ou des propriétaires fonciers, des investisseurs, une entreprise d'ingénierie écologique, à quoi peut s'ajouter éventuellement un avocat et un représentant de commerce. Le régulateur contrôle l'investissement déployé par la banque dans le capital naturel (l'écosystème) aquatique et lui attribue des "crédits" au regard des gains environnementaux obtenus à travers cet investissement. Ces crédits de compensation pourront ensuite être achetés par les développeurs ayant des projets endommageant les zones humides, sur un marché géographiquement circonscrit. A partir des années 90, deux modes de gouvernance vont cohabiter pour faire respecter les obligations de compensation associées aux impacts sur les écosystèmes aquatiques. Au cours des années 2000, suite aux critiques du GAO et de la NRC, le système des banques de compensation devient de plus important.

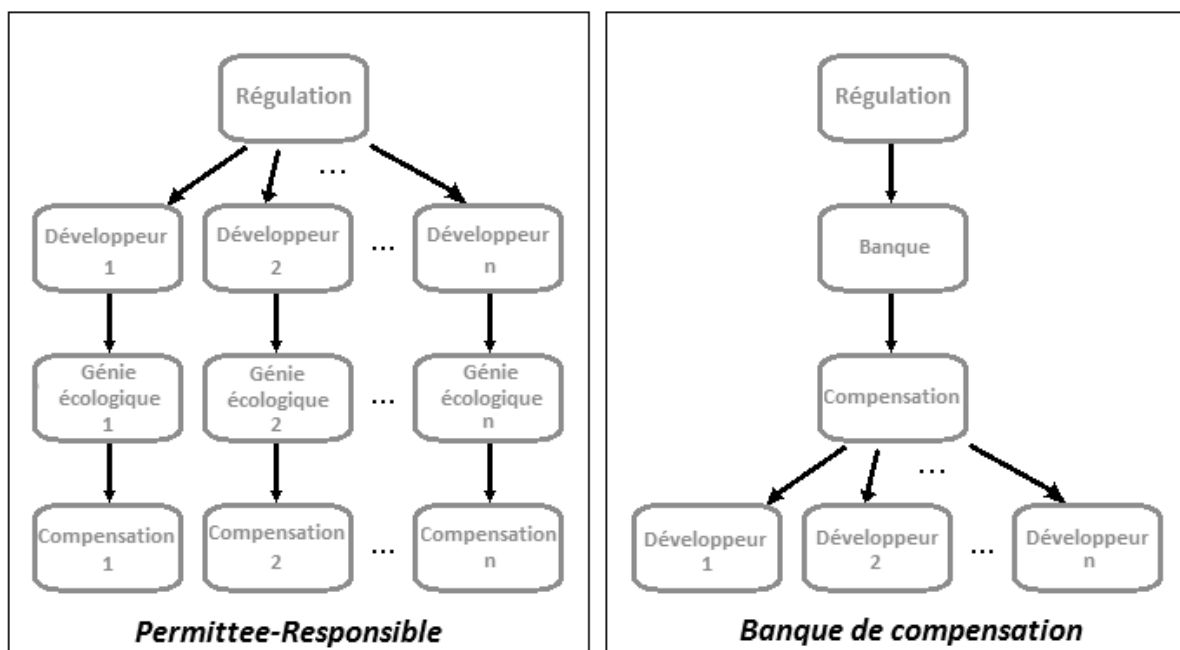


Figure 56 - Représentation de l'organisation des acteurs protagonistes dans les deux systèmes de compensation étudiés.

### 3.2. *Les innovations institutionnelles pour l'amélioration de l'efficacité de la compensation*

Le transfert de la responsabilité du développeur à la banque de compensation s'accompagne d'un changement des droits de propriété<sup>71</sup>.

<sup>71</sup> Les banques de compensation placent le terrain qu'ils restaurent sous un statut de servitude environnementale perpétuelle, c'est à dire qu'elle transfère une partie de ses droits de propriété sur le terrain à

Par ailleurs, pour que les banques de compensation se développent, les administrations en charge du système de compensation ont cherché à réduire l'incertitude environnementale en stabilisant l'environnement institutionnel grâce à l'adoption d'un certain nombre d'actions qui se sont étalées entre le début des années 90 et 2008 (Levrel, 2012 ; Scemama et Levrel, 2012a):

- la signature d'un *Memorandum Of Agreement* (MOA) en 1990 entre l'USACE et l'EPA en vue de stabiliser les règles des procédures d'évitement, de réduction et de compensation<sup>72</sup> ;

- la mise en place, à partir de 1995, d'un système d'attribution de crédits aux banques de compensation sur la base de considérations écologiques objectives et quantifiables, en précisant les standards à partir desquels les compensations pouvaient être évaluées ;

- la clarification des préférences administratives : pour le système des banques de compensation plutôt que pour le système de permis ; pour les actions de restauration plutôt que pour les actions d'amélioration, de création et de préservation ; pour les compensations "in kind" correspondant au respect d'une équivalence "écologique" ; pour les compensations à proximité des zones d'impacts pour le système de permis et dans tous les cas pour le respect d'une logique écosystémique par bassin versant ;

- la création d'aires de services dans lesquelles les banques doivent réaliser les transactions et qui correspondent donc aux marchés dans lesquels un crédit peut être vendu ;

- la mise en place de ratios d'équivalence permettant de pondérer les efforts de compensation en fonction de leurs caractéristiques (distance par rapport à la zone d'impact ou type de compensation choisi).

Tous ces éléments étaient traités de manière non homogène jusque dans les années 90 et étaient à l'origine d'une incertitude importante sur les procédures à suivre et les objectifs à atteindre dans le cadre des mesures compensatoires. Les enseignements de la théorie néo-institutionnelle permettent d'étudier les impacts de ces changements institutionnels sur l'efficacité des modes d'organisations et sur les caractéristiques des transactions (Annexe 1.B).

### ***3.3. L'évolution des coûts de transaction liée à de nouvelles contraintes sur la spécificité des actifs***

La stimulation de l'investissement dans le système des banques de compensation correspond aussi à un phénomène d'adaptation des acteurs au changement de l'environnement institutionnel, qui s'est traduit par une modification du degré de spécificité des actifs de manière à aligner les

---

un *trustee*, une organisation chargée de la protection de l'environnement ou le gouvernement (comté, état ou fédéral) afin qu'il garantisse sa conservation.

<sup>72</sup> En 1990, l'USACE organise aussi un workshop sur la question des banques de compensation et entre 1990 et 1995 commande un grand nombre d'expertises, ce qui va créer un climat de confiance propice à l'émergence de ces banques (Hough et Robertson, 2008).

attributs des transactions et le mode de gouvernance. Les adaptations organisationnelles des acteurs ont conduit à une baisse générale de la spécificité des actifs (Tableau 35).

	<b>Permittee-responsible</b>	<b>Δ Coûts de transaction</b>	<b>Mitigation banking</b>
Spécificité de site du capital naturel	Compensation à réaliser sur le site de l'impact	>	Compensation dans une zone de service
Spécificité physique du capital naturel	Equivalence discutée au cas par cas	>	Equivalence estimée en termes de crédits
Capital naturel dédié	Un projet de développement	>	Plusieurs projets de développement
Spécificité du savoir faire	Connaissances spécifiques à une mesure compensatoire	>	Connaissances spécifiques à toute la banque
Spécificité de marque	Réputation mise en jeu à chaque impact	>	Réputation mise en jeu pour une banque

**Tableau 35 - Conséquences de l'évolution des différentes formes de spécificité des actifs entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction**

La principale adaptation est liée au fait qu'un producteur puisse mettre en place une action de compensation pour compenser les impacts de plusieurs développeurs, diminuant le degré de spécificité des actifs suivant plusieurs dimensions.

Premièrement, une diminution du caractère dédié du capital naturel : le système des banques de compensation correspond à une augmentation de la taille des marchés par rapport au *permittee-responsible* et chaque banque de compensation peut avoir plusieurs clients différents à partir d'une même action de compensation.

Deuxièmement, une diminution de la spécificité de site : la création d'un système de crédit d'écosystème aquatique implique qu'on s'affranchisse en partie du contexte géophysique. En effet, le critère de proximité de la mesure compensatoire n'a plus de sens dans le système du marché de crédit. Une banque pouvant compenser plusieurs impacts, ces derniers ne seront pas situés au même endroit et évidemment pas sur le site de la banque. La dimension spatiale est donc essentielle dans le problème d'interchangeabilité des unités de biodiversité. Des solutions sont proposées pour intégrer la spécificité de site dans le calcul des crédits alloués à une banque à l'aide de méthodes basées sur les principes de génétique des populations (Bruggeman et al., 2005 ; Scribner et al., 2005). Cependant de telles études restent des propositions qui ne trouvent pas d'échos dans la pratique, tant les coûts de transaction qu'elles entraîneraient seraient importants. Le système américain des banques de compensation d'écosystèmes aquatiques a simplement choisi de restreindre les échanges à certaines zones géographiques: les aires de service qui limitent la zone dans laquelle une banque peut vendre des crédits de compensation.

Troisièmement, une diminution de la spécificité du capital humain. D'une part, du fait de la transférabilité des savoir-faire d'une transaction de compensation vers une autre, à partir du moment où elles concernent la même banque. D'autre part, la spécificité de marque associée à une banque de compensation n'est pas remise en jeu à chaque compensation, mais seulement au moment de l'autorisation de la création de la banque et au moment de l'attribution des crédits. Enfin, parce que le transfert de responsabilité de la compensation à la banque élimine, pour le développeur, les besoins de maîtriser un savoir-faire qui ne fait pas partie de son corps de métier et que ce dernier ne sélectionne pas une banque de compensation au regard de sa réputation mais des crédits dont elle dispose dans une aire de service donnée.

Pour ce qui concerne la spécificité physique, les choses sont plus nuancées. L'innovation institutionnelle majeure à réaliser pour pouvoir faire émerger un marché de la compensation a été de créer des unités de crédit de compensation standards pour des impacts sur des écosystèmes aquatiques. Ceci correspond à une standardisation du critère d'équivalence, au moins à l'échelle d'une aire de service. Mais cette standardisation, si elle peut être synonyme de réduction de la spécificité de l'actif compensé, est aussi une source de plus grande rigueur dans les actions menées. Ainsi, l'attribution des crédits et les critères écologiques sur lesquels ils reposent, sont mieux définis dans le cas des banques de compensation que pour les systèmes de permis. A titre d'exemple, dans le district de Chicago, les crédits sont distribués en quatre phases : (1) 30% des crédits sont délivrés en même temps que le permis d'autorisation de mise en place de la banque, (2) 20% sont délivrés une fois que le banquier apporte la preuve que la surface des eaux souterraines a été mesurée à moins de 30 cm de la surface du sol pendant plus de deux semaines entre Mai et Octobre, (3) 20% sont délivrés une fois que le banquier apporte la preuve qu'un ensemble "approprié" d'espèces végétales natives ont bien été plantées et (4) les 30% restant sont délivrés quand le banquier fournit la preuve que le site répond bien à une liste de critères écologiques plus précis (Robertson et Hayden, 2008). Ces critères d'obtention des crédits ont par ailleurs tendances à se renforcer depuis 2008 et incluent aujourd'hui des indicateurs de micro-organismes des sols, de présences/absences d'espèces inféodées aux zones humides et de taux de couverture du sol.

On peut penser que pour réellement mesurer l'équivalence écologique entre un site endommagé et sa mesure compensatoire, il faudrait déployer des actifs humains bien plus spécifiques que ceux déployés aujourd'hui. Pour autant, d'un point de vue relatif, on observe un niveau d'exigence bien supérieur dans le système des banques de compensation que dans le système de *permitted responsible*, pour une simple question de faisabilité du contrôle associé.

### ***3.4. L'évolution de l'incertitude et de la fréquence des transactions***

Les innovations institutionnelles ont eu pour conséquences de changer l'efficacité relative des modes d'organisation.

L'apparition des banques a eu un effet d'entraînement pour ce qui concerne la réduction des incertitudes institutionnelles. En effet, la création du marché et son expansion ont conduit les nouvelles banques à demander une clarification toujours plus forte des "règles du jeu" et obligé les administrations régulatrices à s'organiser de manière plus efficace, en établissant en particulier un référentiel précis autour des crédits de compensation. En effet, les aléas autour de l'évaluation de l'équivalence sont certainement la plus grande source d'incertitude pour les banques de compensation (Moilanen et al., 2009). C'est la réglementation qui conditionne le niveau de demande et de prix pour les crédits de compensation à travers l'obligation imposée à un certain nombre d'activités de mettre en place des mesures compensatoires, mais aussi le niveau et la qualité de l'offre - exigence concernant les critères d'équivalence écologique pour les crédits échangés - par le contrôle et la validation de ces mesures (Robertson, 2008). La stabilisation des règles de régulation a permis une diminution de l'incertitude institutionnelle, une diminution des coûts de transaction, et finalement conduit à stimuler l'investissement. En effet, les risques associés à l'investissement dans le capital naturel sont apparus comme plus raisonnables aux yeux des acteurs souhaitant développer des banques de compensation.

Dans le même temps, le système des banques de compensation a permis de réduire fortement les coûts de transaction supportés par l'administration. En effet, pour les acteurs régulateurs, le mécanisme *permittee-responsible* représente une charge importante liée au nombre de dossiers à étudier. Cela génère des risques de comportements opportunistes de la part des aménageurs qui, sachant que les dossiers sont peu ou mal contrôlés par les autorités, vont avoir tendance à minimiser le coût des actions de compensation. En transférant la responsabilité du *no net loss* aux banques, les autorités de régulation s'assurent de concentrer les actions de compensation et réduisent ainsi fortement les ressources nécessaires pour le contrôle (Marsh and Acker, 1992 ; Etchart, 1995 ; Figure 56). Par ailleurs, la responsabilité des actions de compensation ayant été concentrée dans les mains d'un petit nombre de banques, la fréquence des transactions entre les banques et les administrations a fortement augmentée, ce qui favorise le développement de routines, d'habitudes contractuelles, et permet l'émergence d'un climat de confiance qui réduit le besoin de mécanismes de coordination formels, notamment concernant le contrôle de l'efficacité de certains protocoles de restauration éprouvés sur le terrain.

En plus d'une diminution de l'incertitude institutionnelle et comportementale, le système des banques de compensation permet une diminution notable de l'incertitude associée aux variabilités naturelles. Tout d'abord car les banques de compensation permettent d'éviter les pertes temporaires ou permanentes de services écosystémiques du fait que les crédits sont attribués pour la vente au fur et à mesure que les objectifs environnementaux sont remplis<sup>73</sup> (Walker et al., 2009 ; Bekessy et al., 2010). Ensuite parce que la concentration des actions de compensation permet d'avoir des projets de restauration écologique de plus grande envergure, qui affichent de meilleures probabilités de succès que les projets mis en place sur de petites échelles spatiales (Brown and Veneman, 2001). L'étude de l'efficacité écologique des actions de restauration pour les écosystèmes aquatiques montre par exemple l'existence d'une forte corrélation entre la taille des surfaces restaurées et l'efficacité écologique, avec un taux de succès de 100% pour les surfaces de plus de 100 hectares (Moreno-Mateos et al., 2012).

La baisse des coûts de transaction pour l'administration, combinée à l'augmentation supposée de l'efficacité écologique associée à ce système de banque de compensation, a entraîné une forte évolution vers ce mode d'organisation (Tableau 36).

	<b>Permittee-responsible</b>	<b>Δ Coûts de transaction</b>	<b>Mitigation banking</b>
Incertitude réglementaire	Critère d'équivalence au cas par cas	>	Critère d'équivalence stable et précis
Incertitude liée à l'environnement	Actions sur une surface liée à celle de l'impact Compensation débutée au moment de l'impact	>	Actions sur de plus grandes surfaces Compensation débutée avant l'impact
Incertitude comportementale	Mesures compensatoires peu ou pas contrôlées	>	Contrôle plus important des banques
Fréquence des transactions	Autant de partenaires qu'il y a de transactions	>	Réduction du nombre de partenaires

**Tableau 36 - Conséquences de l'évolution de l'incertitude et de la fréquence des transactions entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction**

<sup>73</sup> Dans le cas des mesures compensatoires, il n'est cependant pas possible d'attendre que toutes les potentialités écologiques de l'écosystème restauré s'expriment pour donner au développeur l'autorisation de lancer son projet de développement, sans quoi il devrait attendre des années avant d'avoir le moindre retour sur investissement. C'est pourquoi des crédits sont attribués dès que le terrain est sécurisé, qu'une servitude environnementale est adoptée et que des fonds assurantiels ont été mobilisés. De ce fait, il existe ce que l'on nomme des pertes temporaires qui correspondent au décalage entre les pertes de services écosystémiques observées sur le site où l'impact a eu lieu et les gains "en devenir" sur le site où les mesures compensatoires ont été réalisées. C'est pourquoi il faut nuancer ce principe selon lequel les compensations sont réalisées avant les impacts.

## 4. Discussion

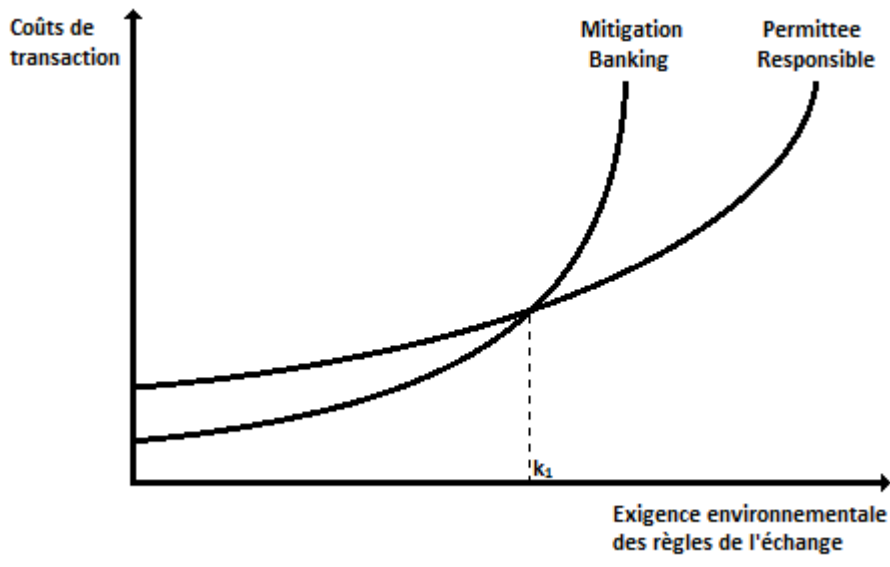
Les premières réponses institutionnelles au problème de l'érosion du capital naturel ont été construites sur les bases des travaux de Hardin (1968), qui dans son article intitulé *Tragedy of the commons*, déclarait que l'absence de droits de propriété bien définis sur les ressources naturelles conduisait ces dernières à être surexploitées. Depuis cette époque, les théories et les pratiques entourant les services écosystémiques ont en partie évolué dans le sens de la création ou la clarification de droits de propriété - notamment privés – en vue de permettre la marchandisation de ces derniers et de réguler leur usage. On a ainsi pu observer l'apparition des marchés pour encadrer les émissions de gaz à effet de serre (Barker et al., 2001 ; Bayon, 2004), les émissions de dioxyde de soufre (Stavins, 1998), les prélèvements d'eau (Libecap, 2011 ; Garrick et al., 2013) ou l'usage des stocks de pêche (Thébaud, 2012). Dans le domaine de la biodiversité, on a assisté aux Etats-Unis à l'émergence d'un marché de la compensation des zones humides.

Le processus de marchandisation de certaines composantes de la biodiversité nécessite la création et/ou la modification de règles institutionnelles qui autorisent les transactions sur des marchés de services écosystémiques (Bayon, 2004). Des changements institutionnels ont donc été appliqués, de façon à soumettre la transaction aux mécanismes de coordination du marché (plus d'incitations et moins de contrôle administratif), en jouant sur les caractéristiques des transactions, notamment à travers l'exigence environnementale des règles d'échange.

L'analyse néo-institutionnelle de ce processus d'émergence des banques de compensation permet de dire que, toutes choses égales par ailleurs, si l'on observe aujourd'hui un accroissement fort du mode de gouvernance "marchand" par rapport au mode de gouvernance "administré" c'est que les dispositifs de coordination du premier sont plus efficaces - en termes de coûts de transaction - quand il s'agit d'encadrer les transaction liées à la compensation pour les écosystèmes aquatiques. On constate d'ailleurs que d'autres tentatives de création de marché de la biodiversité n'ont pas connu le même succès, probablement parce que les coûts de transaction associés à ces marchés étaient trop élevés. On peut citer en exemple le "species banking" (Madsen et al., 2011) qui n'a pas connu le même succès que le marché des écosystèmes aquatiques, sans doute parce que la spécificité de l'actif y était beaucoup plus importante (un système de crédit pour chaque espèce).

La régulation profite ainsi du comportement calculateur des parties de la transaction qui vont chercher à inscrire leur relation dans l'arrangement institutionnel qui minimise les coûts de transaction (Figure 57).





**Figure 57 - Arbitrage entre les deux systèmes de compensation selon l'exigence environnementale des règles de l'échange.** Lorsque le système de classification des crédits est générique et que la compensation peut se faire à une distance éloignée du lieu de l'impact ( $k < k_1$ ), les parties de la transaction choisiront plus facilement d'adopter le système de *mitigation banking*.

Pour autant, la création d'un marché de compensation d'écosystème aquatique comporte de nombreux risques.

En premier, elle nécessite la constitution d'unités d'échange suffisamment homogènes pour pouvoir être interchangeables en qualité et en caractéristiques, sans quoi il ne peut y avoir de marché. Contrairement aux crédits carbone, qui sont construits sur la base d'une unité unique et quantifiable, les valeurs de la biodiversité sont complexes à mesurer, en particulier si l'on cherche à décrire précisément des services écosystémiques à travers ces unités (Salzman et Ruhl, 2002). Il existe ainsi une tension entre un objectif de conservation des écosystèmes aquatiques et un besoin de réduction de la spécificité physique du capital naturel. D'un côté les crédits qui vont être échangés devraient désigner l'ensemble des composantes ou des fonctions de la biodiversité sans quoi il existe un risque de voir disparaître celles qui ne seraient pas incluses dans l'unité d'échange (ten Kate et al., 2004). D'un autre côté, plus le crédit désignera un écosystème aquatique générique, plus le crédit en question sera proche de l'hypothèse d'homogénéité posée par Arrow et Debreu (1954), plus les coûts de transaction seront réduits et plus il sera facile de trouver un acheteur.

Dans la même veine, la spécificité de site du capital naturel va aussi être réduite, à travers le recours aux banques de compensation, par le fait que leurs stratégies d'investissement conduisent à une redistribution spatiale des écosystèmes aquatiques. En effet, même s'il existe des limites géographiques au marché des crédits de compensation, fondées sur des critères écosystémiques, les banques ont tendance à investir dans des zones rurales où le foncier n'est pas cher, pour compenser des impacts qui ont principalement lieu dans des zones urbaines. Elles vont ainsi contribuer à une

réorganisation des paysages avec une "migration" des écosystèmes aquatiques depuis les régions urbaines vers les régions rurales, phénomène décrit comme étant une cause de création de disparité et d'iniquité sociale, mais aussi comme une source de perte de spécificité de site de l'actif compensé (King et Herbert, 1997 ; Ruhl et Salzman, 2006).

En théorie, plus on a recours aux mécanismes marchands, plus il est nécessaire de réduire la spécificité et plus on s'éloigne du principe de durabilité forte. Ce que suggère le Tableau 37, c'est que les modifications institutionnelles nécessaires pour voir apparaître des modes de gouvernance plus proche du marché, et ainsi permettre d'améliorer l'efficacité institutionnelle du mécanisme, ne vont pas dans le sens de l'amélioration de son efficacité environnementale. L'analyse néo-institutionnelle de ces tensions nous permet de poser un nouveau regard sur la définition de l'objectif de *no net loss*. La question essentielle qui se pose lors de la création d'un marché de biodiversité, est celle de l'unité qui sera utilisée pour les échanges et qui renvoie à différents niveaux de *no net loss* auxquels, correspondant eux-mêmes à différents niveaux de durabilité (Levrel et al., 2012a et Tableau 37).

Ainsi, une étude récente montre que "selon les standards réglementaires, 98,3% des banques autorisées à vendre des crédits ont atteint ou vont atteindre ces standards de performance", preuve d'une efficacité écologique au regard de critères réglementaires (Denisoff et Urban, 2012). Mais quels sont ces standards et comment les rapprocher d'objectifs de durabilité précis concernant le *no net loss* d'écosystèmes aquatiques? A chaque niveau de durabilité on peut associer un niveau de spécificité du capital naturel.

Durabilité et qualité du "no net loss"	Faible <span style="float: right;">→</span> Forte			
Spécificité de site du capital naturel	Off-site dans le Pays	Off-site dans le District	Off-site dans le County	On-site
Spécificité physique du capital naturel	Pas de perte nette de bien-être humain	Pas de perte nette de capital naturel	Pas de perte nette de services écosystémiques	In-kind
Spécificité du capital humain	Objectif de moyen		Objectif de résultats	

Tableau 37 - Durabilité et spécificité de capital

Pour mettre en place un marché de la compensation qui ait les caractéristiques d'un "marché de la qualité" permettant de générer des transactions qui ne sacrifient pas la spécificité de l'actif que représente la biodiversité, l'Etat doit maintenir un haut niveau de régulation de ce marché de la compensation. Il doit notamment veiller à faire évoluer continuellement le système d'évaluation de cette qualité, de manière à permettre aux producteurs qui doivent assumer des coûts de production

élevés de pouvoir faire valoir un gain de qualité auprès de la demande dans le système de concurrence en place. Il doit par ailleurs veiller au maintien d'un cadre réglementaire et de contrôle strict qui va pouvoir peser sur l'incertitude institutionnelle et garantir un certain niveau de spécificité de l'actif naturel à mobiliser. Il faut par ailleurs souligner que les investissements publics dans le contrôle et la régulation de ce marché vont conduire, par un effet multiplicateur, à des investissements privés dans la biodiversité du fait de l'identification de nouveaux marchés dans un contexte institutionnel stabilisé. Or, pour envisager des investissements dans la conservation de la biodiversité qui puissent avoir du sens à de larges échelles spatiales et contrebalancer l'érosion globale que subit le vivant, il est intéressant de pouvoir s'appuyer sur un tel levier d'action.

## **5. Conclusion**

Au cours de cet article, nous avons étudié le fait que les caractéristiques des transactions qui mettent en jeu des investissements dans du capital naturel sont originales, qu'elles pèsent sur les modes d'organisation et l'efficacité des changements institutionnels et que cela conditionne *in fine* la qualité de la compensation. Cette hypothèse a été testée à travers l'étude de l'émergence des banques de compensation pour les écosystèmes aquatiques aux USA. A travers notre analyse, nous pouvons donc tirer un certain nombre d'enseignements :

- Premièrement, nous avons vu que le capital naturel a des caractéristiques originales qui impliquent des transactions dont les attributs se révèlent être des éléments à l'origine de coûts de transaction importants pour les acteurs.

- Deuxièmement, il apparaît que ces caractéristiques impliquent des adaptations organisationnelles qui tendent vers des formes hybrides complexes dont les dispositifs de coordinations sont les plus adaptés pour encadrer de telles transactions. Ces formes hybrides pourraient représenter des formes organisationnelles originales et encore peu étudiées du point de vue de la théorie néo-institutionnelle.

Si ces conclusions ont une portée plus théorique, nous pouvons aussi tirer des enseignements pertinents pour les politiques de compensation environnementale :

- Premièrement, la volonté d'inscrire les transactions dans un cadre marchand entraîne le risque de voir les parties chercher à aligner les caractéristiques de la transaction sur cette forme organisationnelle, c'est à dire réduire la spécificité du capital naturel que représentent les écosystèmes aquatiques et donc diminuer la qualité de la compensation environnementale.

- Deuxièmement, la conséquence directe de ce risque de diminution de la spécificité du capital naturel est qu'il est nécessaire de maintenir un contrôle étatique fort dans ce type de marché à travers un contexte institutionnel contraignant (règles d'équivalence, suivis, sanctions, etc.).

Ces enseignements doivent permettre de répondre aux questions qui se posent au niveau français face à l'arrivée des banques de compensation. Il est ainsi probable que le semi échec de la CDC Biodiversité<sup>74</sup> puisse être expliqué grâce aux éléments analysés ici. La création d'un système marchand s'est faite sans création d'un environnement institutionnel adapté, ni réflexion sur le lien entre niveau d'exigence de l'équivalence et caractéristiques de la transaction associée, ce qui pourrait finalement conduire à son effondrement. De nouvelles expérimentations ont été lancées par le ministère (MEDDE), à partir desquelles il sera possible de proposer une analyse plus fine des questions soulevées ici<sup>75</sup>.

## 6. Annexes

### 6.1. Présentation de la théorie néo-institutionnelle

Le point de départ de l'économie néo-institutionnelle est que les agents ne sont pas considérés comme étant rationnels, mais comme ayant une rationalité limitée<sup>76</sup> et un comportement opportuniste<sup>77</sup>. La rationalité limitée des agents économiques impliqués dans une transaction rend impossible la rédaction d'un contrat qui soit complet. De plus l'hypothèse d'opportunisme met en exergue la nécessité de construire des contrats qui constituent des engagements suffisamment crédibles pour encadrer le comportement des agents et ainsi sécuriser l'objet de la transaction, c'est ce qui est à l'origine des coûts de transaction. C'est pourquoi les échanges sont complétés par d'autres mécanismes de coordination, ensemble qui constitue le mode de gouvernance<sup>78</sup>. Il en existe trois types: le marché, la hiérarchie et les formes hybrides<sup>79</sup>. Le problème qui se pose aux contractants est de choisir la structure de gouvernance la plus efficace, c'est à dire celle qui minimise les coûts de transaction et les coûts de production. Toutefois la théorie retient que dans la majorité

---

<sup>74</sup> En 2008, la CDC Biodiversité a initié le premier projet de compensation par l'offre au cœur de la réserve naturelle des Coussouls de Crau, près de Fos-sur-Mer. Pour une analyse institutionnelle du mécanisme, voir Chabran et Napoléone (2013).

<sup>75</sup> Voir: <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Appel-a-projet-pour-tester-un.html>

<sup>76</sup> Les agents sont incapables d'anticiper *ex ante* tous les états de la Nature. Cette hypothèse a été d'abord posée par Simon (1961) qui qualifiait les agents économiques comme ayant un comportement "intentionnellement rationnel, mais seulement de façon limitée" (Simon, 1961, p24).

<sup>77</sup> L'hypothèse d'opportunisme des agents correspond à un comportement stratégique des agents par lequel ils vont chercher à exploiter les failles de la relation contractuelle pour leur propre intérêt (Williamson, 1993).

<sup>78</sup> Dans cet article nous utiliserons indifféremment les termes mode de gouvernance et mode d'organisation.

<sup>79</sup> Ici, le marché est le même concept que celui utilisé par l'économie néo-classique, c'est-à-dire un système de contrôle coordonné par le signal prix. La hiérarchie se réfère à la structure hiérarchique et généralement centralisée de l'entreprise intégrée (public ou privé) qui est fondée sur des liens de subordination entre les agents. Les formes hybrides couvrent une variété de dispositifs tels que les contrats à long terme, les alliances, les franchises, les marques ou des licences de fabrication, etc.

des cas, ce sont des considérations en termes de coûts de transaction qui permettent d'expliquer le choix des modes d'organisation (Saussier, 1997)<sup>80</sup>.

L'efficacité relative des modes d'organisation dépend de leur système de coordination: dans le marché, la coordination est assurée par le système de prix, alors que dans une organisation hiérarchique la coordination est assurée par un contrôle administratif. Les limites du marché pour coordonner l'activité économique et l'allocation des ressources ont été mises en évidence par Coase (1937) qui a montré l'existence de coûts de transaction liés au marché : coût de détermination du juste prix, coût de négociation et de contractualisation. Ce dernier souligne qu'il existe un niveau de coûts de transaction pour lequel il sera plus intéressant d'avoir recours à la coordination par l'organisation hiérarchique plutôt que par le système de prix.

Pour Coase, les coûts de transaction sont ainsi déterminants dans la décision d'intégrer verticalement un atelier de production au sein d'une organisation (qu'elle soit publique ou privée). Ce dernier va même plus loin en disant qu'en l'absence de coûts de transaction, dans un contexte concurrentiel, l'allocation des droits de propriété se fait automatiquement de manière optimale par la négociation directe entre les agents et ce, quelle que soit la répartition initiale de ces droits (Coase, 1960). Sans coûts de transaction, la question du choix organisationnel pour encadrer une transaction ne se pose plus.

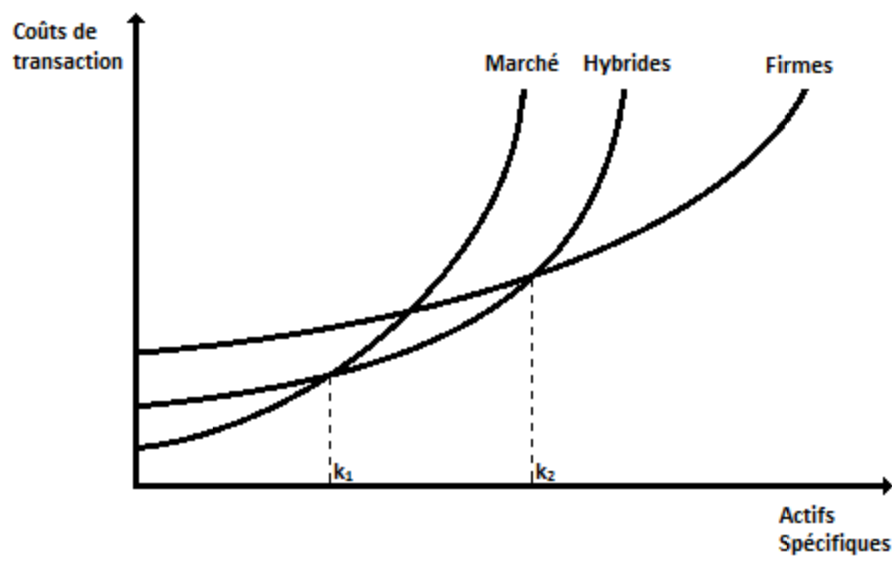
L'importance des coûts de transaction pour expliquer l'émergence des modes d'organisation alternatifs au marché, sera reprise par Williamson (1985 et 1996) qui explique le choix du mode de gouvernance d'une activité en fonction des caractéristiques des transactions. Le fait que l'analyse des modes d'organisation nécessite la comparaison directe des coûts de transaction a été l'objet de critiques importantes notamment du fait que ces coûts sont difficiles à observer et à mesurer dans une structure existante, mais aussi qu'ils ne peuvent pas être étudiés pour des formes alternatives qui ne sont pas encore existantes (Masten et al., 1991). Pour faire face à ces critiques, la théorie s'est attachée à relier les coûts d'une transaction avec certaines de ses caractéristiques et à ensuite poser les fondements de la discussion sur ces caractéristiques observables. Ainsi il existe trois sources de coûts de transaction : l'incertitude qui entoure la transaction, la fréquence à laquelle la transaction est réalisée et le degré de spécificité des actifs impliqués dans la transaction. C'est à partir de discussions sur ces caractéristiques que la théorie compare les différents modes de gouvernance (Figure 58).

L'approche néo-institutionnelle a ainsi trois fondements majeurs qui justifient qu'on utilise ce cadre pour notre analyse. La première concerne l'objet d'investigation qui porte sur la transaction

---

<sup>80</sup> L'incertitude sur les états futurs de la nature intervient aussi dans cet arbitrage, aussi les points de basculement d'une forme vers une autre sont flous ce qui rend possible la coexistence de modes d'organisation alternatifs au voisinage de ces points (Ménard, 2012).

définie comme un transfert de droits, mettant en exergue les aspects relationnels entre les parties. La deuxième porte sur le rôle de l'efficacité qui confère aux parties de la transaction un comportement calculateur envers les coûts de transaction, ce qui les conduit à comparer les modes de gouvernance entre eux pour trouver l'arrangement le mieux adapté, qui va du marché à l'organisation hiérarchique en passant par des modes de gouvernance hybrides (Figure 58). Enfin la troisième différence porte sur l'importance donnée à l'environnement institutionnel, puisque ce dernier par le biais de règles et de dispositifs encadre les transactions (Ménard, 2000).



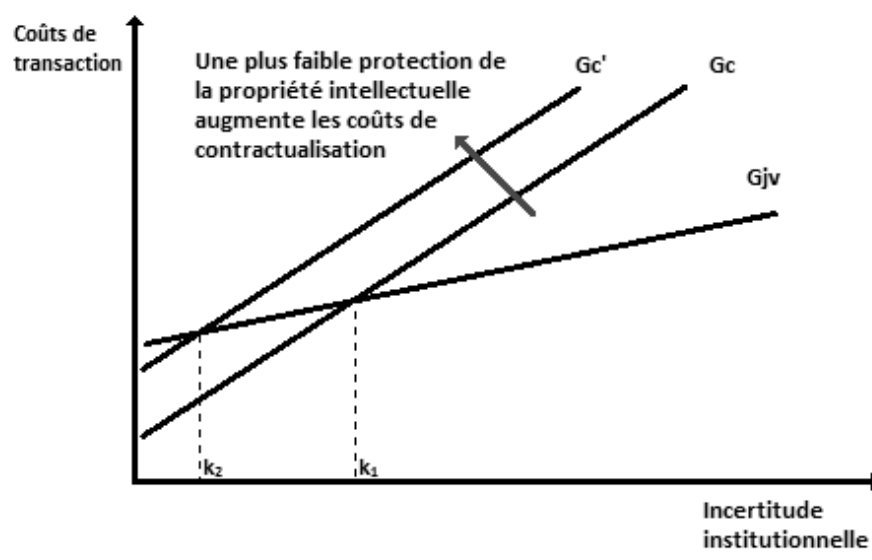
**Figure 58 - L'arbitrage en présence des trois grandes familles d'organisation (Williamson, 1991).** Lorsque les investissements sont génériques ( $k < k_1$ ), les acteurs s'orienteront vers le marché pour encadrer leur relation. Lorsque le degré de spécificité des investissements est élevé ( $k > k_2$ ), c'est la solution de l'intégration verticale qui sera retenue. Entre les deux ( $k_1 < k < k_2$ ), se situe la zone où dominent les arrangements "hybrides".

## 6.2. *Influence des institutions sur les modes d'organisation*

Un des volets importants de l'économie néo-institutionnelle, a été développé par Douglass North et concerne l'étude de l'environnement institutionnel et de son influence sur l'efficacité des modes d'organisation (North, 1991). Les institutions sont vues comme "les contraintes créées par l'homme pour structurer les interactions politiques, économiques et sociales" (North, 1991, p 97). Elles fournissent ainsi la structure incitative d'une économie et constituent le cadre dans lequel les organisations peuvent évoluer, elles posent les limites qui définissent l'ensemble des alternatives envisageables. Ce sont sur elles que les politiques publiques vont pouvoir agir pour inciter à l'émergence d'une nouvelle forme d'organisation à même d'investir dans le capital naturel. En effet, le changement institutionnel modifie l'efficacité des modes d'organisation en pesant sur les coûts de transaction (Ménard, 2003).

Dans la pratique, les interactions entre une forme d'organisation optimale et son environnement institutionnel peut être considérée de deux manières.

Premièrement, certains travaux s'intéressent à la *relation qui existe entre les caractéristiques des institutions et l'efficacité des modes de gouvernance*. On suppose que plus il existe de dispositifs crédibles garantissant le respect de la propriété et des engagements, plus on se trouve dans une situation où il existe une forte qualité institutionnelle et moins il est coûteux d'avoir recours à des contrats pour encadrer les transactions. Les acteurs ont alors intérêt à choisir ce mode de gouvernance plutôt que l'intégration verticale, si toutefois cette forme n'est pas imposée par les caractéristiques des transactions (Saussier et Yvrande-Billon, 2007). A l'inverse, plus on se trouve dans une situation d'aléas institutionnels, plus forte est l'incertitude et plus il est coûteux d'avoir recours aux contrats. Les travaux empiriques qui se sont intéressés à cette problématique portent généralement sur les décisions organisationnelles des firmes multinationales. Quand il s'agit de s'implanter à l'étranger, le mode de gouvernance choisi dépend ainsi non seulement des caractéristiques des transactions, mais aussi de la qualité des institutions dans le pays d'accueil. A titre d'exemple, Oxley (1999) montre que les entreprises américaines qui passent des accords de transfert de technologie avec l'étranger choisissent le mode de gouvernance de ces accords non seulement en fonction du type de technologie transférée, mais également du régime de protection des droits de propriété intellectuelle en vigueur dans le pays de l'entreprise partenaire. Dans les pays où ces droits sont mal protégés, les entreprises préfèrent des structures de gouvernance plus hiérarchiques (Figure 59).



**Figure 59 - Modification de l'arbitrage entre arrangement contractuel et coentreprise (*joint venture*) (adapté de Oxley, 1999).** Les coûts de transaction liés à l'incertitude institutionnelle des arrangements contractuels augmente alors que la protection de la propriété intellectuelle diminue ( $G_c$  vers  $G_{c'}$ ). Le point d'arbitrage entre la contractualisation et le recours au joint venture ( $G_{jv}$ ) se déplace alors de  $k_1$  vers  $k_2$ .

Deuxièmement, d'autres travaux s'intéressent à la *capacité des agents économiques à s'adapter aux contraintes institutionnelles*. Si l'environnement institutionnel limite le champs des modes de gouvernance possibles et interdit aux agents d'adopter le mode de gouvernance qu'ils jugent le plus efficient pour leurs transactions, on peut prédire que ceux-ci chercheront à s'adapter aux contraintes de deux façons:

- en développant des mécanismes de coordination informels qui se substituent aux mécanismes formels dans le cas où ces derniers seraient éventuellement interdits par la réglementation. A titre d'exemple, les travaux de Palay (1984) sur le secteur ferroviaire de marchandise aux Etats-Unis, montrent que l'interdiction réglementaire de recourir à l'intégration verticale pousse les affréteurs et les transporteurs à recourir à des arrangements informels pour protéger leurs investissements spécifiques.

- en modifiant les caractéristiques des transactions et en particulier le degré de spécificité des actifs de manière à aligner les attributs des transactions et le mode de gouvernance. L'article de Yvrande-Billon et Ménard (2005) montre ainsi que les opérateurs britanniques de transport ferroviaire de passagers s'adaptent à une réglementation qui les oblige à avoir recours à des contrats de courte durée en standardisant le matériel roulant, c'est à dire en réduisant le degré de spécificité de leurs actifs.

## ***Remerciements***

Les auteurs remercient l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (partenariat Onema – Ifremer 2011) pour son appui dans l'organisation de cet atelier.

## ***Références***

Cf. PARTIE V - Bibliographie



# Chapitre 3 - Évaluation de l'influence des formes institutionnels et organisationnels des marchés de la compensation pour les zone humides aux États-Unis sur le volume des transactions

Scemama Pierre, Levrel Harold, Buitron Ramiro et Cabral Pedro

*En préparation.*

## 1. Introduction

En sciences économiques, parmi les hypothèses qui font qu'un marché puisse représenter un bon outil de régulation, se trouve l'hypothèse d'homogénéité des biens. Cette condition implique qu'un acheteur qui voudrait se tourner vers un autre vendeur sur un même marché pourra trouver un bien possédant exactement les mêmes caractéristiques. Évidemment, dans les marchés réels cette hypothèse est rarement complètement respectée.

Pour autant, lorsqu'un entrepreneur investit dans un capital pour produire un bien, il espère que ce capital pourra être redéployé pour produire un autre bien relativement comparable voir totalement similaire si cela implique un processus de production totalement standardisé. Cela permet *in fine* de réaliser des économies d'échelle. De ce point de vue, la théorie renvoie à une certaine réalité marchande.

Au regard de ces éléments, il semble difficile d'imaginer créer des marchés de la biodiversité puisque cette dernière est, par définition, d'une grande diversité et donc assimilable à un bien très peu homogène et/ou à un capital très spécifique, tant par sa nature que par sa localisation. Pourtant, des marchés pour la compensation des zones humides existent. Une question qu'il convient dès lors de se poser est de savoir si l'apparition de ces marchés s'est accompagnée d'une uniformisation de ces écosystèmes (Scemama et Levrel, 2014).

Le système de banques de compensation aux États-Unis est proche d'une forme organisationnelle hybride couplant des caractéristiques propres aux mécanismes marchands et d'autres plutôt liées aux formes de régulation hiérarchiques (Vaissière et al., *in press*). On observe notamment que des règles très strictes s'appliquent aux banques ce qui permet de respecter la spécificité de l'actif naturel que représentent les zones humides ainsi que la nature « hétérogène » de ce bien.

Dans cet article, nous poursuivons la réflexion en évaluant en quoi le fait de maintenir une forte spécificité des actifs, auxquelles correspondent les zones humides, pèse sur la quantité de transactions effectuées dans le cadre des marchés de compensation. Pour cela, nous mobilisons des informations sur les transactions publiées par le régulateur fédéral (USACE) sur le site RIBITS<sup>81</sup>.

## ***2. Présentation des hypothèses théoriques***

Dans le cadre du *Clean Water Act*, le développeur (en demande de compensation), le professionnel du génie écologique (producteur de mesures compensatoires) et le régulateur (garant de l'équivalence écologique) peuvent inscrire leur relation dans différentes formes organisationnelles : le permis individuel (*permittee-responsible*) ; la rémunération de remplacement (*in-lieu fee*) et la banque de compensation (*mitigation banking*). Si le *permittee-responsible* correspond à une intégration verticale de la compensation par le développeur dans le sens où il doit la réaliser lui-même, le *mitigation banking* peut être défini comme un marché de la compensation (Madsen et al., 2010)<sup>82</sup>. Le choix d'une forme organisationnelle plutôt qu'une autre repose sur un arbitrage en termes de coûts de transaction (Williamson, 1985). Les coûts de transaction sont définis comme l'ensemble des coûts de fonctionnement du mode organisationnel choisi (détermination du prix, négociation, contractualisation et contrôle de la transaction). Ces coûts sont difficiles à mesurer et sont généralement approchés à partir des caractéristiques de l'objet de la transaction : l'échange d'un objet standard entraîne moins de coûts de transaction que celui d'un objet rare et complexe car cela nécessite moins d'efforts, de compétences et de temps pour le produire, en contrôler la qualité, fournir les informations nécessaires à sa vente, etc. De manière assez évidente, plus on veut produire et vendre un objet rare et complexe, et réaliser ainsi la transaction, plus cela implique des investissements dans des actifs spécifiques pour un producteur et plus cela est source de coûts de transaction pour l'agent économique<sup>83</sup>.

Un actif spécifique est défini comme un investissement durable et spécialisé qui ne peut pas être redéployé vers un usage alternatif sans entraîner de perte de sa valeur productive. Il peut s'agir d'outils développés pour un usage très précis, de ressources humaines très spécialisées, d'infrastructures lourdes, etc. Plus les actifs à mobiliser pour réaliser une transaction sont spécifiques à une transaction, plus les coûts de transaction permettant de redéployer ces actifs sur une autre

---

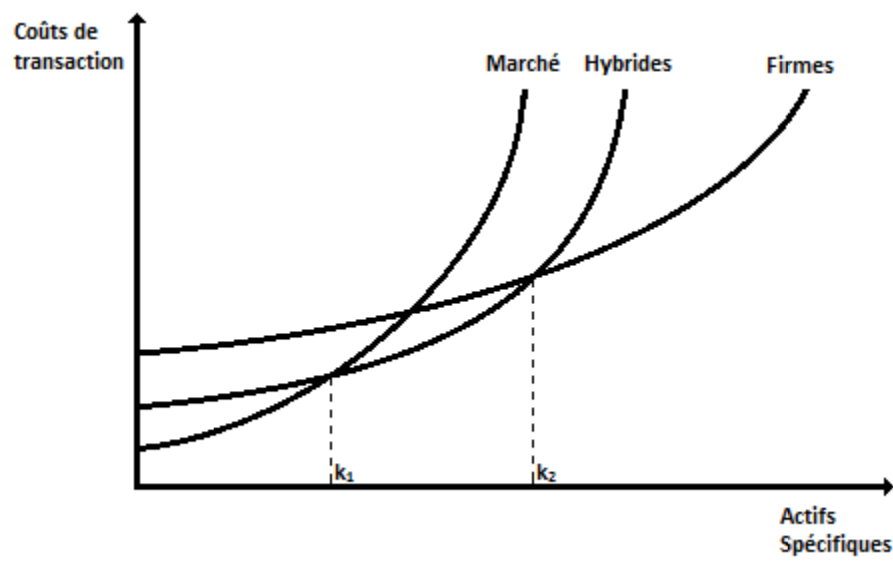
<sup>81</sup> Regulatory In-Lieu Fee and Bank Information Tracking System. Adresse internet : [ribits.usace.army.mil](http://ribits.usace.army.mil)

<sup>82</sup> Le recours au système du *in-lieu fee* est marginal et peut être associé au système du *banking* puisque dans ce cas, le développeur confie la compensation de ses impacts à un tiers.

<sup>83</sup> Il existe deux autres sources de coûts de transaction, l'incertitude qui entoure une transaction, qui a une influence positive sur les coûts de transaction, et la fréquence de la transaction, qui a une influence négative sur les coûts de transaction (Williamson, 1985 ; 1996).

transaction seront élevés et plus les mécanismes de coordination mobilisés pour organiser cette transaction devront être proches d'une forme hiérarchique (Figure 60). Inversement, moins la spécificité est forte, plus il est possible de s'appuyer sur les formes de coordination marchande car il n'est pas nécessaire de contrôler fortement le processus de production et d'échange. Dans le cadre des marchés de compensation, la spécificité peut s'exprimer à différents niveaux et elle est largement due aux conditions d'évaluation, d'attribution et de vente des crédits (Scemama et Levrel, 2014).

Comme il a été montré par Vaissière et al. (*en révision*), les marchés de compensation intègrent des éléments de régulation propres aux systèmes de coordination marchands et d'autres de nature hiérarchique. Les marchés de compensation sont ainsi assimilables à des formes organisationnelles hybrides (Ménard, 2004).



**Figure 60 - L'arbitrage en présence des trois grandes familles d'organisation (Williamson [1991]).** Lorsque les investissements sont génériques ( $k < k_1$ ), les acteurs s'orienteront vers le marché pour encadrer leur relation. Lorsque le degré de spécificité des investissements est élevé ( $k > k_2$ ), c'est la solution de l'intégration verticale qui sera retenue.

Entre les deux ( $k_1 < k < k_2$ ), se situe la zone où dominent les arrangements "hybrides".

La spécificité des crédits est définie à partir de l'aire de service d'une banque, le type d'action réalisée, le type d'écosystème restauré et le type de méthode d'évaluation utilisée. Ces éléments pèsent sur la spécificité du capital humain et du capital naturel nécessaires pour produire et échanger des crédits de compensation :

1. L'aire de service d'une banque correspond à la zone dans laquelle elle peut compenser un impact. Plus l'aire de service est grande et plus une banque aura de clients potentiels ce qui devrait avoir un effet positif sur le nombre de transactions réalisées par cette

banque. Simultanément, l'augmentation de la taille de l'aire de service suggère une substituabilité de deux zones humides géographiquement éloignées et ne tient donc pas compte de l'intégration géographique de ces écosystèmes (Hanski, 1998 ; Mitsch et Gosselink, 2000).

2. Le type d'action réalisée correspond aux connaissances et aux techniques d'ingénierie écologique déployées pour produire les crédits. Les actions de restauration ou de création rapportent plus de crédits que la préservation et donc permettent plus de transactions. Cependant, elles sont plus complexes à mettre en œuvre et nécessitent plus de suivi du fait de l'incertitude qui entoure leurs résultats. Il est donc intéressant d'étudier quelle incidence peut avoir le type d'action mise en œuvre sur la quantité de transactions réalisées par les banques.
3. Le type d'écosystème restauré est défini par un système de classification des crédits qui est attribué par le régulateur lors de l'évaluation de la banque. Ce système de classification désigne le type de zone humide associée à la banque et au type d'impact à compenser. Ainsi, un système de classification très largement défini doit permettre d'augmenter le nombre de clients potentiels pour les banques et de diminuer les coûts de transaction associés au contrôle des types de crédit. Cela devrait donc augmenter le nombre de transactions associées au système des banques. A l'inverse, un système de classification défini au cas par cas augmente les coûts de transaction mais garantit le respect de la diversité et de la complexité des écosystèmes aquatiques.
4. Le type de méthode d'évaluation est associé à l'outil permettant de mesurer l'équivalence. Elle calcule, d'une part, le nombre de crédits produits par une banque et, d'autre part, le nombre de crédits nécessaires pour compenser un impact. L'équivalence est obtenue en égalisant les gains et les pertes. De la même façon que pour le système de crédits, l'utilisation d'une méthode commune à toutes les zones humides diminue les coûts de transaction. Cependant, l'utilisation d'une même grille d'évaluation rend difficile la prise en compte de la diversité.

Sachant que les banques de compensation représentent des formes organisationnelles de nature hybride, il nous semble intéressant de voir en quoi la spécificité des actifs, évaluée à l'aune des quatre critères que nous venons de mentionner, permet ou non de distinguer différentes formes hybrides. Ces formes peuvent être plutôt influencées par des caractéristiques marchandes ou, à l'inverse, par des caractéristiques hiérarchiques. Nous ne disposons d'informations que sur le nombre de transactions réalisées par les banques, aussi nous posons l'hypothèse que les éléments qui vont dans le sens d'une baisse des coûts de transaction dans le système du *mitigation banking* vont être liés à une augmentation du nombre de transactions dans ce système. Pour ce faire, nous

allons construire des variables à partir d'informations récupérées sur la base de données RIBITS et réaliser des analyses statistiques à l'échelle des États-Unis et à l'échelle du district de Jacksonville pour un focus plus détaillé.

### **3. Présentation des variables**

#### **3.1. Récupération des données**

En premier lieu, nous nous appuyons sur les données disponibles sur le site RIBITS. Il s'agit d'un site développé par l'organisme public régulateur de la compensation aux États-Unis, l'USACE, dans lequel on trouve des informations portant sur les transactions des banques de compensation aux États-Unis. À partir du site RIBITS nous avons extrait l'ensemble des données disponibles au 21 Août 2013 relatives à 1051 banques<sup>84</sup>. Pour chaque banque, nous disposons de l'ensemble des informations concernant les circulations de crédits enregistrées avant cette date. Le site de RIBITS fournit des informations sur les crédits potentiels (la quantité maximale de crédit qu'une banque pourra espérer obtenir une fois l'ensemble des objectifs écologiques atteints et validés par le régulateur), les crédits libérés (les crédits qui peuvent être vendus) et les crédits vendus (à un développeur pour compenser un impact).

En second lieu, nous avons utilisé des informations d'ordre spatial. En effet, grâce au site de RIBITS nous pouvons récupérer les aires de services des banques sous une forme qui permet des traitements SIG<sup>85</sup>. Cette analyse permettra de connaître la disponibilité en zones humides du territoire, et donc d'en évaluer la rareté relative et donc sa valeur potentielle, et d'intégrer la croissance urbaine. Les données nécessaires à cette opération sont obtenues à partir des informations fournies par le National Land Cover Database pour les années 1992 et 2006<sup>86</sup>. Cette base de données fournit des informations sur l'occupation des sols avec une résolution de 30 mètres par 30 mètres. Nous avons ainsi récupéré de l'information sur l'évolution des surfaces de zones humides et de zones urbanisées entre 1992 et 2006<sup>87</sup>.

---

<sup>84</sup> Le site RIBITS diffuse aussi des éléments liés aux systèmes *In-lieu Fee*, 125 systèmes étaient enregistrés sur le site, cependant ils ne font pas l'objet de notre analyse.

<sup>85</sup> Les traitements SIG sont effectués à partir du logiciel ArcGIS.

<sup>86</sup> Ces informations sont disponibles sur le site du *Multi-Resolution Land Characteristics Consortium*. Adresse internet : <http://www.mrlc.gov>

<sup>87</sup> Le système de classification des différents types d'utilisation du sol est organisé en différents niveaux, nous avons choisi de fusionner les classes relevant des zones humides et celles des zones urbanisées afin de ne considérer que deux types de classification.

Enfin, nous avons eu recours à une troisième source de données proposée par l'USACE, le « ORM Permit Decisions », qui recense l'ensemble des permis accordés ou refusés chaque année et dans chaque district. Ces permis correspondent à des demandes d'autorisation de détruire des zones humides qui sont protégées par la Section 10 du *Rivers and Harbor Act* (RHA), la Section 404 du *Clean Water Act* (CWA) et la Section 103 du *Marine Protection, Research and Sanctuaries Act* (MPRSA)<sup>88</sup>.

### **3.2. Description des variables**

Dans ce chapitre nous allons présenter les variables que nous avons construites pour notre analyse des 1051 banques. Nous allons nous intéresser dans un premier temps aux variables liées à la quantité de crédits libérés et vendus et au nombre de transactions réalisées par les banques.

Nous nous intéressons au nombre de crédits vendus (CR\_VENDUS) par une banque au cours de toutes les transactions qu'elle a effectué. Les banques ont vendu en moyenne 668 crédits. L'écart type de cette variable est de 10 224 et sa distribution est représentée sur la Figure 61. Nous pouvons aussi nous intéresser au nombre de crédits libérés (CR\_LIBERES), disponibles pour la vente ou déjà vendus, aussi représentés sur la Figure 61 (moy = 1162 ; écart-type = 17 724). Le nombre de crédits libérés et vendus est marqué par une grande variabilité, cette variabilité peut s'expliquer par certaines valeurs extrêmes pour quelques banques qui vont échanger de très grandes quantités de crédits, loin des valeurs moyennes. Notamment, nous remarquons qu'un très petit nombre de banques est concerné par des quantités de crédits très importantes. Ainsi, seules huit banques ont plus de 5 000 crédits potentiels, dont cinq les dépassent pour les crédits vendus. Ces huit banques sont difficiles à interpréter et pèseraient trop fortement dans les résultats, nous allons donc les éliminer pour la suite des analyses. Cette modification impacte fortement les statistiques descriptives des variables CR\_VENDUS (moy = 101; écart-type = 265) et CR\_LIBERES (moy = 186 ; écart-type = 435).

---

<sup>88</sup> La Section 10 du RHA contrôle les demandes de travaux et d'aménagements sur des cours d'eau navigables, la Section 404 du CWA contrôle le déchargement de matériaux dragués ou destinés à combler les eaux des Etats Unis (eaux navigables, leurs affluents, les zones humides adjacentes à ces eaux et les zones humides isolées démontrant un intérêt pour le commerce inter-états). Le *ORM Permit Decisions* est consultable à l'adresse suivante : [geo.usace.army.mil/egis/f?p=340:1:0](http://geo.usace.army.mil/egis/f?p=340:1:0)

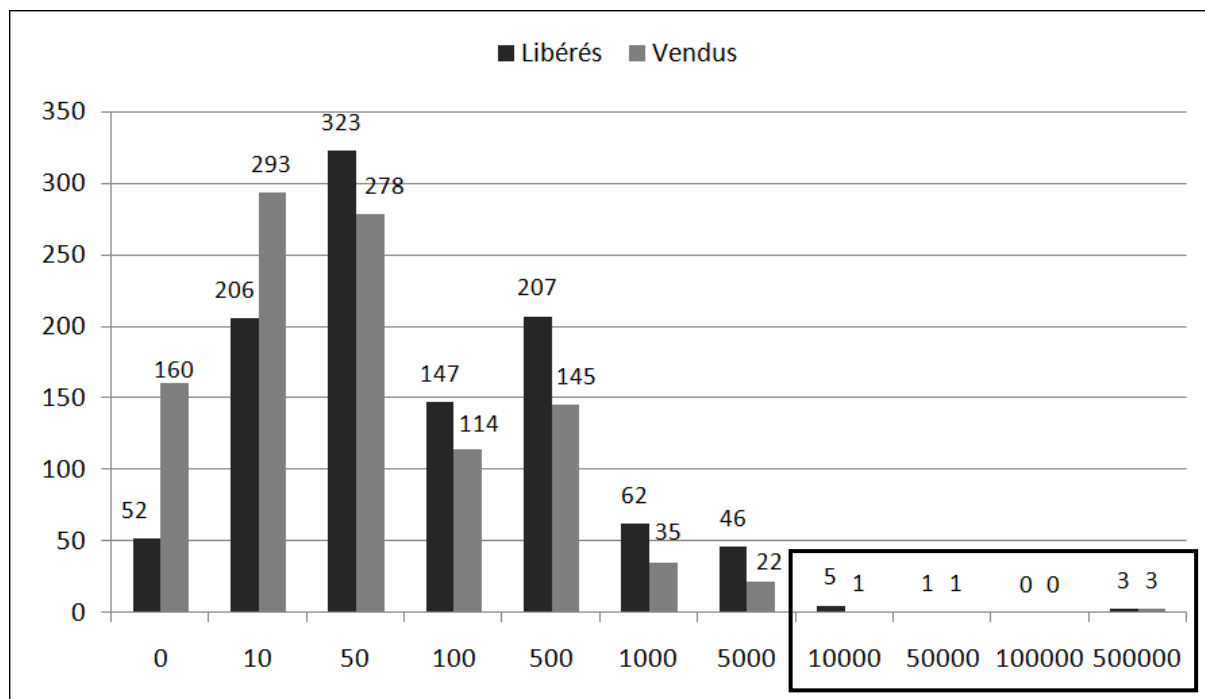


Figure 61 - Distribution des variables associées à la quantité de crédits.

Nous nous intéressons également au nombre de transactions réalisées par chaque banque (TRANSACTION). Il s'agit du nombre de fois qu'une banque a vendu des crédits, soit le nombre d'impacts compensés par une banque. Les banques effectuent en moyenne 23,29 transactions avec un écart type de 40,3. La Figure 62 montre la distribution des valeurs de la variable. La majorité des banques réalisent moins de 20 transactions et moins de 10% des banques effectuent plus de 75 transactions.

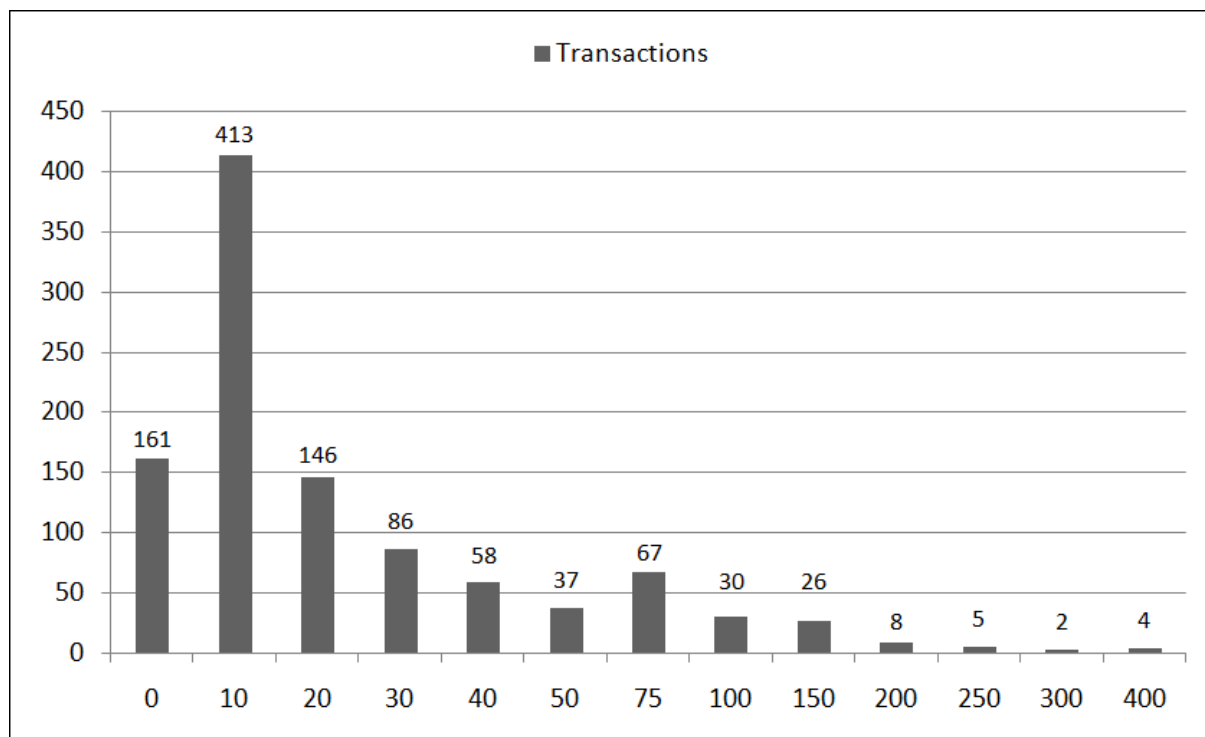


Figure 62 - Distribution de la variable associée au nombre de transaction

Le site RIBITS fournit aussi la taille des banques (TAILLE). Cette information est cependant absente pour 143 banques. Les surfaces des banques sont très hétérogènes avec une moyenne de 189 hectares et un écart type de 531, la plus petite mesurant 0,2 hectare et la plus grande 9 843 hectares.

Nous disposons également de la localisation administrative de chaque banque. Il existe 38 districts (qui correspondent aux zones administratives de l'USACE). Seuls les districts de Honolulu et de Philadelphia ne sont pas présents dans notre analyse (il n'y a pas de banque recensée dans le district de Honolulu et les banques recensées à Philadelphia n'ont aucune information disponible). La Figure 63 montre la répartition du nombre de banques par district. On voit que le nombre de banque par district est très hétérogène (moy = 29 et écart-type = 51), le minimum étant d'une banque dans les districts de Detroit, New England, Pittsburgh et Tulsa alors qu'à Saint Paul il existe 295 banques. Nous utilisons l'algorithme des k-moyennes (kmeans) pour créer une variable ordonnée à partir des districts (DISTRICT). Cet algorithme permet de répartir un jeu de données en  $k$  partitions dans lesquelles chaque observation appartient à la partition dont la moyenne est la plus proche de sa valeur, nous choisissons  $k = 5$ .



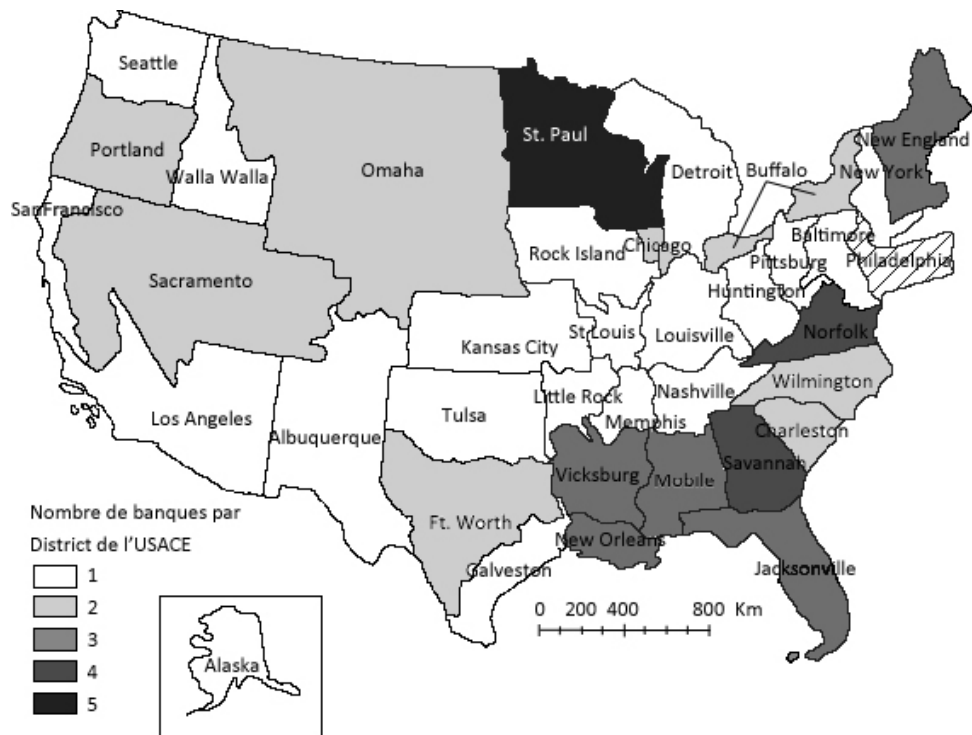


Figure 63 - Nombre de banque par district de l'USACE

Nous avons pu récupérer le nombre de permis accordés entre 2009 et 2013 dans chaque district, nous souhaitons utiliser ces informations pour créer une nouvelle variable. A partir de l'algorithme des k-moyennes, construisons une variable PERMITS qui associe à chaque banque une classe correspondant au nombre de permis accordés dans son district sur la période 2009-2013 (Figure 64). Cette classification nous permet d'apporter des informations sur la demande de compensation dans les districts. Le district de Jacksonville est particulièrement remarquable car il a accordé un nombre de permis beaucoup plus important que les autres districts sur cette période, ce district fera l'objet d'une analyse particulière.



Figure 64 - Carte du nombre de permis d'impacter les zones humides par district de l'USACE

Les banques de compensation sont de différentes catégories selon la nature de leur sponsor et de leurs clients. L'USACE en a reconnu quatre catégories (USACE, 1995) :

- les banques à client unique (*Single Client banks*) : dans ce cas, le sponsor de la banque est aussi celui qui utilise les crédits. Ces banques nécessitent un effort de planification pour faire correspondre besoins de compensation et disponibilité de crédits ;
- les banques de projets conjoints (*Joint-Project banks*) : dans ce cas la banque a été créée dans le but de compenser les impacts de plusieurs organismes publics ou des organismes publics et privés. La mise en commun de ressources permet d'améliorer l'efficacité de la compensation ;
- les banques commerciales publiques : ces banques sont habituellement sponsorisées par des organismes publics pour compenser des pertes occasionnées par une combinaison de projets de travaux publics et de développement privé. Elles ont vocation à compenser des impacts causés par des projets généralement liés à un plan précis de développement territorial ;
- les banques commerciales privées : ces banques sont sponsorisées par des entrepreneurs privés dans le but de rendre les crédits compensatoires disponibles à la vente sur le marché.

Dans le cadre de notre analyse, il est intéressant de noter que ces types de banques peuvent être ordonnés sur le gradient qui sépare les formes organisationnelles hiérarchiques et les marchés. En effet, les banques commerciales privées s'inscrivent dans des dynamiques de retour sur

investissement avec une forte intensité incitative caractéristique des marchés alors qu'à l'autre extrémité, les banques à client unique font appel à des mécanismes de coordination qui correspondent plus aux caractéristiques des formes hiérarchiques. Entre ces deux extrémités, les banques de projets conjoints et les banques commerciales sont des formes intermédiaires construites autour d'une stratégie de développement territorial qui mêle les mécanismes de coordination et d'incitation.

Le Tableau 38 montre ainsi la variable ordinale construite à partir de ce raisonnement (TYPE). La base de données RIBITS identifie aussi des banques « combinaison publique/privée » et « privée à but non lucratif » dont les logiques renvoient aux banques de projet conjoint. Nous pouvons voir que c'est la catégorie des banques commerciales privées qui totalise le plus de banque avec 710 banques, ce qui correspond à la volonté du système de se reposer sur les mécanismes de coordination du marché.

RIBITS	Classification	Banques	Classes
Single-Client	Banques à client unique	206	1
Combinaison Public/Private	Banques de projets conjoints	24	2
Private Nonprofit		19	
Public Commercial	Banques commerciales publiques	84	
Private Commercial	Banques commerciales privées	710	3

**Tableau 38 - Classement des types de banques en fonction des formes organisationnelles auxquelles ils renvoient**

Dans l'optique d'étudier l'impact du système sur le nombre de transactions, il nous a fallu trouver un moyen de retranscrire la spécificité des actifs à partir de la base de données RIBITS. Cette spécificité repose sur l'utilisation d'un système de classification des crédits et l'utilisation d'outils d'évaluation pour mesurer les performances écologiques des banques.

La construction de ces variables se heurte à deux limites :

- premièrement, une banque peut utiliser plusieurs systèmes de classification et plusieurs méthodes d'évaluation, nous allons donc construire deux variables. La première fait référence au nombre de systèmes de classification (NB\_CLASS) et la deuxième au système de classification le plus utilisé en termes de quantité de crédits (CLASS). Le même raisonnement est appliqué pour les méthodes d'évaluation des crédits (NB\_EVAL et EVAL). Pour ordonner la variable NB\_CLASS en cinq modalités nous avons de nouveau utilisé l'algorithme des k-moyennes (avec  $k = 5$ ) ;

- deuxièmement, il est difficile, loin du terrain, de savoir quels sont les systèmes de classification ou les méthodes d'évaluation les moins spécifiques. Nous faisons l'hypothèse qu'un système de classification ou une méthode d'évaluation est moins spécifique quand il est utilisé par un grand

nombre de banque. Ainsi pour ordonner les variables CLASS et EVAL, nous utilisons la méthode des k-moyennes (k = 5) à partir du nombre de banque.

La construction des variables est résumée dans le Tableau 39. Nous avons ainsi recensé 97 systèmes de classification et 35 systèmes d'évaluation différents en ne récupérant que les éléments associés à une majorité de crédits. Un système de classification est largement majoritaire, il s'agit de la dénomination « *Wetlands* », cette dénomination illustre bien notre raisonnement pour la construction de cette variable. Ce système de classification est associé à une définition très vague des zones humides, il est commun à de nombreuses banques et justifie qu'on associe l'idée de perte de diversité et de complexité écologique à l'idée d'actif faiblement spécifique (ou idiosyncratique). Le même constat peut être fait pour la méthode d'évaluation « *Ratio* » qui est utilisée dans 815 banques.

Classe	Systèmes de classification		Méthodes d'évaluation	
	Nombre de banques	Nombre de systèmes	Nombre de banques	Nombre de méthodes
1	113	73	39	23
2	120	13	68	6
3	144	6	96	3
4	276	4	134	2
5	390	1	706	1
Total	1043	97	1044	35

**Tableau 39 - Classification du nombre de banques en fonction du nombre de systèmes d'évaluation des crédits ou de méthodes d'évaluation.** La classe la plus basse regroupe les systèmes qui sont utilisés par peu de banques et la classe la plus haute regroupe au contraire les systèmes qui sont utilisés par un grand nombre de banques.

Comme nous l'avons dit en introduction, le type d'action mis en place intervient aussi dans les échanges. Une banque peut appliquer différentes actions pour produire des crédits sur une même banque, le choix de l'action pèse sur la quantité de crédits qui sera vendue pour compenser un impact. En effet, la quantité de crédits disponibles pour la vente est évaluée sur la base de ratio qui pénalise les actions de préservation et d'amélioration et privilégie les actions de restauration et de création (Levrel et al., 2012b). Nous avons ainsi créé deux variables NB\_ACTION et ACTION, renvoyant respectivement au nombre d'actions mises en œuvre par une banque et à l'action qui est associée à la plus grande quantité de crédit sur la banque. La variable NB\_ACTION a été ordonnée en utilisant l'algorithme des k-moyennes (k = 5). La variable ACTION a été ordonnée à partir d'un gradient illustrant la spécificité du capital humain nécessaire pour mettre en œuvre chaque action de compensation (Tableau 40). Malheureusement, un grand nombre de banques n'ont pas apporté

d'information sur le type d'action et une modalité « *Unspecified* » a dû être créée, cette modalité regroupe de nombreux individus et pourra poser un problème à l'interprétation des données de cette variable (aussi nous lui attribuons la valeur "NA").

Action	Banques	Classes
Unspecified	193	NA
Preservation	50	1
Uplands (Buffer)	19	
Enhancement	116	2
Rehabilitation	71	3
Re-establishment	514	
Establishment	80	4

Tableau 40 - Classement des types d'action en fonction de la spécificité du capital humain qu'elles impliquent

## 4. Analyse des transactions à l'échelle des USA

### 4.1. Étude des liens entre les variables

#### 4.1.1. Étude des corrélations entre les variables quantitatives

À l'aide d'un test de corrélation de Pearson, nous pouvons dire que les variables TRANSACTION et CR\_VENDUS sont corrélées ( $p\text{-value} = 2,2 \times 10^{-16}$  et  $\rho = 0,61$ ). Ces résultats montrent qu'il existe une relation de corrélation assez forte entre les variables. En effet, les transactions représentant des ventes de crédits, une augmentation du nombre de transaction est associée de façon mécanique à une augmentation des crédits vendus.

Nous disposons aussi d'informations sur la surface des banques (information manquante pour 143 banques). En éliminant les valeurs manquantes nous montrons l'existence d'un lien de corrélation faible entre le nombre de transaction et la taille des banques (Test de Pearson :  $p\text{-value} = 4,4 \times 10^{-16}$  ;  $\rho = 0,26$ ) et de la même manière que précédemment une corrélation faible entre le nombre de crédits et la taille de la banque (Test de Pearson :  $p\text{-value} = 2,2 \cdot 10^{-16}$  et  $\tau = 0,28$ ).

Ce résultat peut être simplement lié au système, c'est-à-dire qu'une banque de surface importante peut avoir plus de crédits et donc plus de transactions. Mais cela peut aussi aller dans le sens des résultats de Moreno-Mateos et collaborateur (2012) qui explique que les actions de restauration mises en place sur des grandes surfaces ont de meilleures performances. En ce sens, les banques mises en place sur de grandes surfaces auraient de meilleures performances et donc plus de

crédits disponibles à la vente. Nous pouvons vérifier cette hypothèse en étudiant le lien de corrélation qui peut exister entre la taille de la banque et la quantité de crédits rendus disponibles (CR\_LIBERES), ce test montre l'existence d'un lien de corrélation plus important que pour les crédits vendus (Test de Kendall :  $p\text{-value} = 2,2 \times 10^{-16}$  et  $\tau = 0,51$ ) ce qui va dans le sens de cette hypothèse.

#### 4.1.2. Étude des liens entre variables qualitatives

Nous avons neuf variables qualitatives ordonnées, avant d'étudier leur lien avec le nombre de transactions nous souhaitons déterminer s'il existe un lien fort entre ces variables. Le caractère de nos variables - discrètes ordonnées - nous permet de lancer des tests de corrélation par rang afin de chercher le  $\tau$  de Kendall. Les résultats de ces analyses sont présentés en Annexe.

On peut voir que les taux de corrélation par rang les plus élevés - même s'ils restent faibles - sont entre les variables DISTRICT et PERMITS et CLASS et NB\_CLASS ( $p\text{-value} \ll 0,01$  et  $\tau \approx |0,4|$ ):

- DISTRICT et PERMITS ( $\tau = 0,41$ ) : ce résultat peut être expliqué par le fait que les variables ont toutes deux été construites à partir d'une classification des districts à partir du nombre de banques et du nombre de permis, ce qui montre qu'il existe un lien entre le nombre de banques et le nombre de permis accordés dans un district. Étant donné le signe positif du  $\tau$ , plus il y a de permis accordés, plus il y a de banques. Ce résultat peut avoir deux lectures, il peut être le résultat du fait que l'entrée d'un acteur sur le marché est lié aux mécanismes d'ajustement autonome de l'offre et de la demande. Mais il peut aussi être lié à une volonté de planification du régulateur qui pourrait autoriser les entrées sur le marché en fonction des besoins en termes de compensation.
- CLASS et NB CLASS ( $\tau = -0,36$ ) : ce résultat implique que plus il y a de systèmes de classification utilisés dans une banque, plus le système le plus utilisé par une banque aura tendance à être idiosyncratique. Ce résultat confirme l'hypothèse à partir de laquelle nous avons construit la variable puisque plus le régulateur s'attache à caractériser tous les aspects des zones humides d'une banque et donc à augmenter le nombre de classifications, plus ces classifications seront particulières à une banque et plus elles seront spécifiques.

Il existe d'autres liens de corrélation par rang très faibles mais dont les tests sont significatifs ( $p\text{-value} < 0,05$  et  $\tau \approx 0,2$ ):

- DISTRICT et NB CLASS ( $\tau = 0,27$ ) : cette relation, montre qu'une banque située dans un district où le nombre de banques est élevé aura tendance à avoir recours à plus de systèmes de classification qu'une banque située dans un district où le nombre banques

est faible. Cela traduit le fait qu'une offre diversifiée de banques s'accompagne d'une diversification des crédits.

- NB\_CLASS et PERMITS ( $\tau = 0,21$ ), leur relation évolue dans le sens d'un  $\tau$  positif qui implique que plus un district doit traiter un nombre important de permis plus les banques de ce district utilisent un nombre important de systèmes de classification.
- CLASS et PERMITS ( $\tau = 0,21$ ), ce résultat implique qu'une banque située dans un district qui accorde beaucoup de permis développe des systèmes de classification plus idiosyncratiques que les autres.

Ces trois résultats se complètent et peuvent traduire le fait que quand la demande (le nombre de permis) et l'offre (le nombre de banques) sont importants dans un district, ce district va être caractérisé par une plus grande diversification des crédits. Plus la demande est forte, moins le risque pour une banque de ne pas pouvoir vendre ses crédits est faible, ainsi une banque sera plus encline à mettre en place un investissement, même si le système de classification semble idiosyncratique. Ce résultat nous montre que la spécificité doit sans doute être étudiée à l'échelle du district.

- EVAL et DISTRICT ( $\tau = 0,22$ ): ce résultat peut s'expliquer par le fait que les systèmes d'évaluation étant propres aux choix des districts, plus un district aura de banques plus les systèmes d'évaluation qu'il utilise se retrouveront utilisés dans beaucoup de banques (ce résultat serait alors mécaniquement lié à la construction de nos variables par classification en fonction du nombre de banques). Cela étant, cette information reste intéressante car elle tendrait à confirmer le fait que le choix du système d'évaluation est propre à chaque district.

Enfin, il est intéressant de souligner les très faibles - voire l'absence - de corrélation des variables liées au type d'action mise en œuvre par les banques et les autres variables. Cet état est peut-être dû au grand manque d'information qui entoure cette variable, puisque 193 banques ont un type d'action défini comme *Unspecified*, aussi nous allons éliminer cette variable de nos analyses.

## **4.2. Éléments qui influencent le nombre de transaction**

Nous construisons ainsi un modèle de régression dont les Tableau 41 et présentent les résultats de l'analyse de la variance (ANOVA). Ces résultats nous permettent de voir parmi les éléments que nous avons identifiés quels sont ceux qui influencent significativement le nombre de transactions. Ainsi si nous sélectionnons les variables dont la participation à l'explication de la variabilité du nombre de transaction (TRANSACTION) est significative au moins à 5%, nous retenons l'influence des variables TYPE, DISTRICT, NB\_CLASS, EVAL et PERMITS. Pour améliorer ce point, nous avons réalisé des tests de corrélation par rang de Kendall afin d'étudier, dans le cas où ce test est significatif, le

sens du lien entre les variables. Cependant, si l'existence d'un lien entre ces variables est significatif, la force des liens de corrélation est très faible.

Ainsi nous pouvons voir que le type de banque pèse sur la variabilité du nombre de transactions dans le sens où plus les banques s'inscrivent dans une forme organisationnelle proche du marché plus elles réalisent de transactions. Ce résultat va dans le sens de notre hypothèse, en effet le recours aux mécanismes de coordination du marché est associé à une augmentation du nombre de transactions.

Enfin, il faut souligner que nous ne pouvons expliquer le sens du lien qu'il existe entre le nombre de transactions d'une banque et les autres variables significatives. Nous ne pouvons que souligner que ces éléments pèsent sur la variabilité du nombre de transactions.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	$\tau$ de Kendall
TYPE	2	28959	14479	9,5507	$7 \times 10^{-5}$ ***	0,11 (***)
DISTRICT	4	29013	7253	4,7841	$7 \times 10^{-4}$ ***	NA
NB_CLASS	4	42494	10623	7,0072	$1 \times 10^{-5}$ ***	NA
CLASS	4	13197	3299	2,1762	0,07 .	
PERMITS	4	16325	4081	2,692	0,03 *	NA
NB_EVAL	1	3799	3799,3	2,506	0,11	
EVAL	4	14915	3728	2,4595	0,04 *	NA
Résidus	1019	1544890	1516			

Tableau 41 - Résultats de l'analyse de la variance du modèle qui cherche à expliquer le nombre de transaction en fonction des variables qualitatives que nous avons construites et résultat du test de corrélation de Kendall entre la variable expliquée TRANSACTION et les variables sélectionnées (p-value: .<0,1 ; \*<0,05 ; \*\*<0,01 ; \*\*\*<0,001).

En ce qui concerne le nombre de crédits vendus par une banque (CR\_VENDUS), sont significatives les variables TYPE, DISTRICT, PERMITS et EVAL (Tableau 42). Il existe un lien entre le nombre de crédits vendus par une banque et le nombre de banques situées dans son district. On observe que la variable DISTRICT a un effet significatif sur le nombre de crédits qu'une banque a vendu (CR\_VENDUS). Ces variables sont faiblement corrélées par rang dans le sens où une banque située dans un district qui possède beaucoup de banques semblerait vendre moins de crédits. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que dans un district qui contient beaucoup de banques, l'offre étant plus grande, la demande est mieux répartie entre les banques.

Il est intéressant de noter que la quantité de crédits vendus par une banque est liée à la méthode d'évaluation utilisée pour les calculer dans le sens où plus une méthode est utilisée, moins la quantité de crédit vendu sera importante. Il en est de même pour les crédits libérés (avec  $\tau = -0,26^{***}$ ) et pour le nombre de crédits vendus par transaction (avec  $\tau = -0,22^{***}$ ). Ce résultat est difficile à interpréter, cependant, nous avons montré que les quantités de crédits étaient liées à la taille d'une banque, elles reflètent donc l'ampleur de la restauration et de l'impact. Aussi il est possible qu'une méthode d'évaluation commune soit plus facile à utiliser et soit donc impliquée pour



calculer la compensation de petits impacts répétés alors qu'une méthode complexe sera utilisée pour des impacts de grande ampleur associés à des enjeux écologiques plus importants. Mais ce résultat peut aussi être lié au fait que les méthodes qui permettent d'échanger de petites quantités de crédits sont plus utilisées car plus simple à appliquer.

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)	$\tau$ de Kendall
TYPE	2	985247	492624	8,0151	$3 \times 10^{-4}$ **	NA
DISTRICT	4	3340817	835204	13,5889	$8 \times 10^{-11}$ ***	-0,1 (***)
NB_CLASS	4	105343	26336	0,4285	0,8	
CLASS	4	344326	86081	1,4006	0,23	
PERMITS	4	850391	212598	3,459	$8 \times 10^{-3}$ **	NA
NB_EVAL	1	78248	78248	1,2731	0,26	
EVAL	4	4815179	1203795	19,5859	$2 \times 10^{-15}$ ***	-0,1 (***)
Résidus	1019	62630013	61462			

**Tableau 42 - Résultats de l'analyse de la variance du modèle qui cherche à expliquer le nombre de transaction en fonction des variables qualitatives que nous avons construites et résultat du test de corrélation de Kendall entre la variable expliquée CR\_VENDUS et les variables sélectionnées (p-value: <0,1 ; \*<0,05 ; \*\*<0,01 ; \*\*\*<0,001).**

Enfin, nous avons lancé une analyse multivariée (ACM<sup>89</sup>) avec l'ensemble de nos variables et en introduisant en facteur illustratif le district de chaque banque. Il en ressort des résultats très difficiles à interpréter (Figure 65). Néanmoins, les deux dimensions qui apportent le plus d'explication font ressortir l'importance du district de la banque (Figure 65.a). Deux districts sont particulièrement identifiables sur la Figure 65.b : le district de Saint-Paul - celui où l'on trouve le plus de banques - et le district de Jacksonville - celui où l'on a délivré le plus de permis d'impacter entre 2009 et 2013. Ce résultat souligne le rôle du district dans le fonctionnement du système du *mitigation banking* et nous amène à souligner le fait qu'il y aurait plus de sens à étudier les marchés à l'échelle d'un district, c'est ce que nous proposons de faire dans la section suivante, en nous intéressant au district de Jacksonville.

<sup>89</sup> Afin de réaliser une analyse des correspondances multiples, nous avons transformées nos variables quantitatives en variables qualitatives ordonnées en répartissant leurs valeurs dans des classes de manière à constituer 5 classes contenant un même nombre d'éléments.

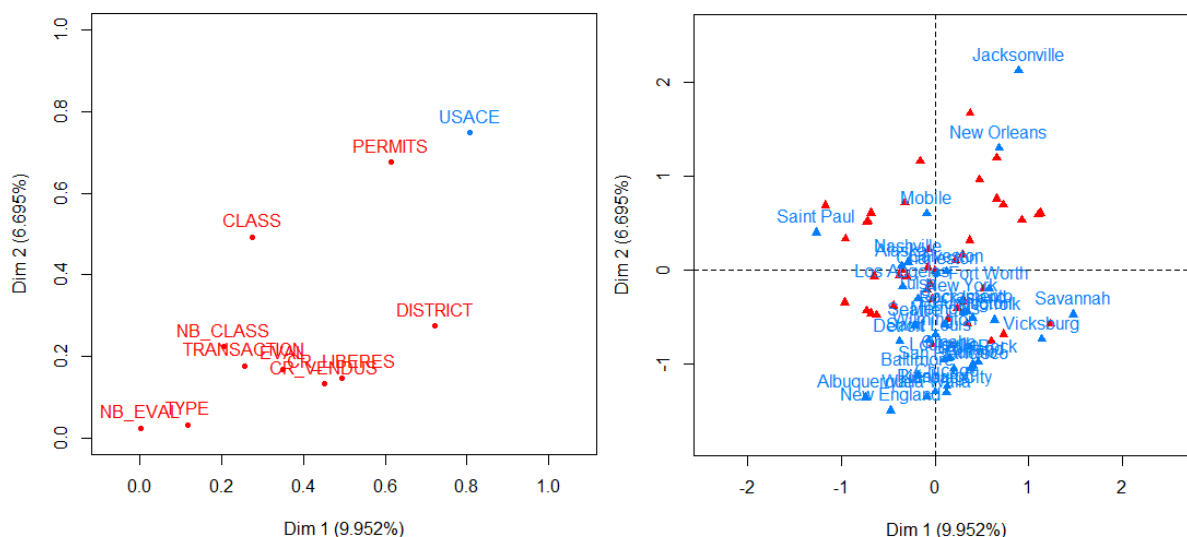


Figure 65 - Résultat de l'ACM, avec (a) le graphique des variables et (b) le graphique des individus avec les modalités.

## 5. Focalisation sur le district de Jacksonville

### 5.1. Présentation des variables

L'objectif de cette partie est d'étudier nos hypothèses au sein d'une unité de régulation homogène, soit à l'intérieur d'un seul district et en ajoutant de nouvelles variables de contrôle ayant une dimension géographique. Nous nous intéressons ainsi au district de Jacksonville et nous ajoutons des informations relatives à la taille de l'aire de service des banques et à l'occupation du sol dans ces aires de service (surface de zone humide et évolution des surfaces de zones humides et de zones urbanisées). Dans le cadre de cette analyse nous avons récupéré des données supplémentaires :

- La variable AREA qui correspond à la surface de l'aire de service de chaque banque. Dans le district de Jacksonville, les aires de service mesurent en moyenne 354 700 hectares ( $\sigma = 220\ 900$ ) avec un minimum de 25 530 hectares et un maximum de 1 160 000 hectares. Les aires de services dans ce district sont définies d'après l'échelle HUC-8 (*Hydrologic Unit Code*). Ce système de code définit différentes échelles géographiques à partir d'une logique de bassin versant. Le code HUC-2 correspond au niveau de plus large (la région) et HUC-12 le niveau le plus précis (partie d'une ligne de partage des eaux), HUC-8 correspond à une échelle intermédiaire (le sous-bassin versant). A l'échelle des États-Unis il existe 2 149 régions HUC-8 et elles mesurent en moyenne 58 790 hectares<sup>90</sup>. La construction des aires de service à partir des HUC-8 considère qu'elles puissent être plus grandes (inclure une partie des HUC-8 voisines) par soucis de viabilité économique des banques.

<sup>90</sup> Natural Resources Conservation Service (<http://www.nrcs.usda.gov>)

- Les variables WET, EVOL\_WET et EVOL\_URB correspondent respectivement à la surface de zones humides existant dans l'aire de service d'une banque en 2006 ; à l'évolution de la surface de zones humides dans une aire de service entre 1992 et 2006 et à l'évolution de la surface de zones urbanisées dans une aire de service entre 1992 et 2006. Ces données ont été obtenues par traitement SIG des cartes d'utilisation du sol, nous avons fusionné les classes relevant des zones humides et celles des zones urbanisées pour chaque année<sup>91</sup>. La surface de zones humides dans les aires de services s'élève en moyenne à 140 800 hectares (min : 6 386 ha et max : 703 700 ha). Il est très intéressant de noter qu'entre 1992 et 2006, la surface de zones humides a augmenté de 16 820 hectares en moyenne dans les aires de service avec un maximum d'augmentation de 118 700 hectares, de même les zones urbaines ont augmenté de 20 820 hectares en moyenne. Nous voulons ajouter ces paramètres concernant l'aire de service afin d'étudier l'influence sur le nombre de transactions de la taille des marchés (aire de service) et de l'impact de l'évolution de la demande approchée par l'évolution et la disponibilité des zones humides.

Dans le district de Jacksonville il y a soixante banques qui ont effectué en moyenne 37,4 transactions représentant une moyenne de 112,7 crédits par banque. Ce district se situe donc au-dessus de la moyenne nationale pour le nombre de transactions, mais en dessous en ce qui concerne le nombre de crédits vendus. Les banques y font en moyenne 927 hectares ce qui est nettement au-dessus de la moyenne nationale.

Presque toutes les banques sont de type commercial privé (56 banques) ce qui élimine l'intérêt d'utiliser cette variable ici. Dans le même sens, au regard du critère de spécificité du système de classification que nous avons construit (CLASS), les banques utilisent presque toute majoritairement un système appartenant à la même classe (57 banques), ce qui nous invite à rejeter cette variable de l'analyse. En ce qui concerne les systèmes d'évaluation (EVAL), quatorze utilisent des méthodes fortement idiosyncratiques, quarante-quatre utilisent une méthode propre au district (l'UMAM) et deux la méthode du Ratio particulièrement commune.

Enfin, en ce qui concerne le type d'action mise en œuvre, cette information est absente pour 33 banques, les autres ont appliqué en majorité l'amélioration avec 25 banques, à l'exception de deux banques qui ont appliqué le rétablissement, nous ne retiendrons donc pas les variables associées aux actions dans l'analyse des transactions du district.

## **5.2. Analyse des transactions dans le district de Jacksonville**

Dans un premier temps, nous allons étudier les corrélations qui peuvent apparaître entre nos variables (voir Annexe). Il est intéressant de noter que le nombre de crédits vendus et le nombre de

---

<sup>91</sup> Pour plus de détail sur les légendes qui sont utilisées sur ces cartes de l'utilisation du sol aux USA, voir le site du *National Land Cover Database* (<http://www.mrlc.gov/nlcd2006.php>).

transactions sont linéairement fortement corrélés dans le district de Jacksonville alors que cette relation était faible à l'échelle des États-Unis. Nous pouvons aussi souligner qu'il existe des liens de corrélation assez forts entre le nombre de transactions ou la quantité de crédits vendus et les variables associées aux informations géographiques ajoutées dans cette analyse, ce qui justifie que l'on s'intéresse à l'influence de ces facteurs sur les échanges.

Afin d'affiner notre réflexion sur les facteurs qui pèsent sur les échanges dans le district de Jacksonville, nous réalisons deux modèles linéaires pour essayer d'expliquer le nombre de transactions et la quantité de crédits vendus (Tableau 43). Une étude des facteurs d'inflation de la variance ne montre pas de colinéarité significative entre nos variables ( $VIF < 3,5$ ). On peut voir que lorsque l'on se place dans l'analyse du district de Jacksonville en particulier le nombre de transaction et la quantité de crédits sont influencés par la méthode d'évaluation des crédits, par la disponibilité de zones humides et par l'évolution des surfaces urbanisées dans l'aire de service d'une banque.

Les résultats montrent aussi l'influence des variables géographiques et particulièrement la disponibilité de zones humides en 2006 (WET) et l'évolution de la surface de zones urbanisées entre 1992 et 2006 (EVOL\_URB). Ces informations doivent être associées à la demande de compensation. En effet, plus la surface de zones humides est importante et plus les projets de développement risquent d'impacter une zone humide et donc de devoir trouver une solution de compensation. Dans le même sens, l'augmentation des surfaces urbanisées est associée à une dynamique de développement économique et donc à une potentielle demande pour des crédits de compensation.

Enfin, la très faible significativité de la surface de l'aire de service (AREA) ne nous permet pas de confirmer notre hypothèse liée à la spécificité de site de la compensation. Malgré l'existence d'un lien de corrélation ( $\tau = 0,39$  avec TRANSACTION et  $\tau = 0,46$  avec CR\_VENDUS), l'explication du volume des échanges de transaction est plus à chercher du côté de la demande ou du système d'évaluation des crédits.

On voit tout de même l'influence de l'utilisation du paramètre EVAL2 qui correspond à la méthode UMAM - *Uniform Mitigation Assessment Method* - méthode d'évaluation basée sur une analyse fonctionnelle des zones humides, qui permet un calcul de l'équivalence au cas par cas plus précis que la méthode du Ratio. Ce dernier résultat semble indiquer que la spécificité physique des écosystèmes intervient dans le nombre de transactions réalisées par une banque. En effet, l'utilisation de la méthode UMAM a une influence négative sur le nombre de transactions ce qui tendrait à indiquer qu'une évaluation plus rigoureuse de l'équivalence diminue le volume des échanges. Dans le même temps, l'UMAM est la méthode la plus utilisée dans le district de Jacksonville, ce qui va à l'encontre de notre hypothèse qui conduisait à montrer que plus une méthode est utilisée plus son usage devrait faciliter les transactions.

Nombre de transactions (n=60 ; R <sup>2</sup> =0,42 ; F=5,572 ***)				Quantité de crédits vendus (n=60 ; R <sup>2</sup> =0,6 ; F=11,61 ***)			
	Estimate	Std. Error	t-value		Estimate	Std. Error	t-value
(Intercept)	30,1	16,9	1,782 .	(Intercept)	1x10 <sup>2</sup>	42,8	2,517 *
TAILLE	5x10 <sup>-7</sup>	4,4x10 <sup>-7</sup>	1,166	TAILLE	1,8x10 <sup>6</sup>	1,1x10 <sup>6</sup>	1,620
EVAL2	-41,2	13,9	-2,961 **	EVAL2	-1,4x10 <sup>2</sup>	35,2	-4,153 ***
EVAL4	-24,2	32,4	-0,746	EVAL4	1x10 <sup>2</sup>	82	1,684 .
AREA	-1x10 <sup>-8</sup>	6x10 <sup>-9</sup>	-1,881 .	AREA	-3x10 <sup>-8</sup>	1,6x10 <sup>-8</sup>	-1,977 .
WET	1,9x10 <sup>-8</sup>	9x10 <sup>-9</sup>	2,079 *	WET	7x10 <sup>-8</sup>	2x10 <sup>-8</sup>	3,085 **
EVOL_URB	2,5x10 <sup>-7</sup>	8,9x10 <sup>-8</sup>	2,803 **	EVOL_URB	5 x10 <sup>-7</sup>	2x10 <sup>-7</sup>	2,345 *
EVOL_WET	-1,6x10 <sup>-8</sup>	2,5x10 <sup>-8</sup>	-0,631	EVOL_WET	-4x10 <sup>-8</sup>	6x10 <sup>-8</sup>	-0,693

Tableau 43 - Analyse de régression sur le nombre de transactions et la quantité de crédits vendus (p-value: <0,1 ; \*<0,05 ; \*\*<0,01 ; \*\*\*<0,001)

## 6. Conclusion

L'objectif de ce travail était d'étudier les caractéristiques des échanges effectués dans le système de *mitigation banking*. Nous avons procédé en deux temps, d'abord à l'échelle des États-Unis puis à l'échelle d'un district, Jacksonville.

Tout d'abord, nos analyses ont montré qu'il est difficile d'expliquer les variations du nombre de transactions par les caractéristiques des transactions. Les éléments associés au système de classification et à la méthode d'évaluation des crédits sont des éléments intégrés au fonctionnement du système et nos résultats semblent montrer qu'ils interviennent surtout dans la quantité de crédits vendus par une banque. Cependant il est impossible de déterminer quelle est leur influence exacte sur l'ensemble des transactions réalisées à l'échelle des États-Unis. Un élément reste à questionner, il s'agit du prix de la transaction. Il peut porter une information importante sur les caractéristiques de la compensation, en effet un faible nombre de transaction avec un prix élevé tendrait à indiquer que nous avons affaire à un marché de la qualité selon toute vraisemblance (bien que cela devrait être confirmé par des indicateurs écologiques). Le travail de Madsen et collaborateurs (2010 ; 2011) s'est penché sur le prix des transactions, il montre que le prix des crédits varie fortement au niveau national (de 3000 USD à 653 000 USD avec une moyenne de 74 535 USD), il souligne aussi de fortes disparités géographiques (35 000 à 100 000 USD en Floride pour 12 500 à 22 500 USD au Texas).

BenDor et collaborateurs (2011) ont eux aussi cherché à étudier le système, mais à l'échelle du district et non de la banque. Ils ont montré que le nombre de banques et la quantité de crédits produits dans un district étaient avant tout associés à la demande de compensation (i.e. à la demande de permis et à la quantité de zones humides dans le district). Ce résultat se retrouve quand on analyse les échanges à l'échelle de la banque. Cependant, nous pouvons ajouter que des éléments

associés à la politique de définition, d'évaluation et d'attribution des crédits, tout comme la structure organisationnelle des banques semblent influencer le nombre de transactions. La volonté des régulateurs de faire appel aux mécanismes de marché se retrouve dans la préférence pour des banques qui répondraient aux incitations marchandes (les banques commerciales privées) plutôt que celles construites sur des modèles plus planifiés.

L'importance du régulateur - à travers le district - dans notre analyse justifie que l'on effectue une analyse plus détaillée à l'échelle d'un district. L'analyse des transactions dans le district de Jacksonville justifie cette position. En effet, à l'échelle de ce district, le choix du système d'évaluation influence de façon significative les échanges, simultanément le nombre de transactions et la quantité de crédits sont fortement liés à la demande. La taille des marchés faisant référence à la spécificité de site des actifs environnementaux ne semble pas intervenir dans ce district. Cependant l'influence du district sur le nombre de transactions semble telle qu'il faudrait étendre notre analyse à l'ensemble des districts.

Ainsi si les éléments relatifs à la spécificité des actifs nécessaires aux échanges sont liés aux autres éléments du système, ils ne permettent pas d'expliquer de façon claire le nombre de transactions. De plus, nous manquons d'éléments sur le nombre de mesures compensatoires réalisées à travers le système du *permitted responsible* pour réellement discuter de l'arbitrage entre les deux modes d'organisation. Cependant, grâce à notre analyse, nous montrons que les banques constituent des organisations en elles-mêmes dont la forme est à rattacher aux formes hybrides et que ces organisations peuvent être plus ou moins tournées vers le marché (banques commerciales privées) ou vers la hiérarchie (banques à client unique). Ce qui vient compléter les analyses de Vaissière et collaborateurs (*in revision*). On retrouve en effet l'expression des mécanismes de marché (notamment la demande de mesures compensatoires) et l'expression forte de la régulation avec les politiques de chaque district vis à vis des conditions d'échange des crédits.

Il semblerait tout de même que nous soyons confrontés non pas à un marché de la compensation, mais à plusieurs marchés définis par districts, voire à des marchés définis à l'échelle de l'aire de service.

## Annexes

### Matrice des tests de corrélation de Kendall pour les variables qualitatives

	DISTRICT	PERMITS	TYPE	NB_ CLASS	CLASS	NB_EVAL	EVAL	NB_ ACTION
<b>PERMITS</b>	p-value = $2 \times 10^{-16}$ $\tau = 0,41$	0						
<b>TYPE</b>	p-value = $2 \times 10^{-4}$ $\tau = -0,1$	p-value = 0,5 $\tau = -0,02$	0					
<b>NB_ S</b>	p-value = $2,2 \times 10^{-16}$ $\tau = 0,27$	p-value = $6 \times 10^{-15}$ $\tau = 0,21$	p-value = 0,3 $\tau = -0,02$	0				
<b>CLASS</b>	p-value = 0,1 $\tau = -0,04$	p-value = $2 \times 10^{-16}$ $\tau = -0,31$	p-value = 0,4 $\tau = -0,02$	p-value = $2 \times 10^{-16}$ $\tau = -0,36$	0			
<b>NB_EVAL</b>	p-value = 0,6 $\tau = -0,01$	p-value = 0,01 $\tau = 0,07$	p-value = 0,2 $\tau = 0,04$	p-value = $1 \times 10^{-4}$ $\tau = 0,11$	p-value = 0,01 $\tau = -0,07$	0		
<b>EVAL</b>	p-value = $2 \times 10^{-16}$ $\tau = 0,22$	p-value = 0,6 $\tau = -0,01$	p-value = $4 \times 10^{-9}$ $\tau = -0,17$	p-value = $5,2 \times 10^{-10}$ $\tau = 0,17$	p-value = 0,03 $\tau = 0,06$	p-value = 0,7 $\tau = -0,01$	0	
<b>NB_ ACTION</b>	p-value = 0,4 $\tau = -0,02$	p-value = $1 \times 10^{-10}$ $\tau = -0,17$	p-value = $1 \times 10^{-6}$ $\tau = 0,14$	p-value = $6 \times 10^{-11}$ $\tau = 0,18$	p-value = $5 \times 10^{-5}$ $\tau = 0,11$	p-value = 0,09 $\tau = -0,05$	p-value = 0,008 $\tau = 0,07$	0
<b>ACTION</b>	p-value = 0,8 $\tau = -0,008$	p-value = $6 \times 10^{-5}$ $\tau = -0,12$	p-value = 0,9 $\tau = -0,005$	p-value = 0,03 $\tau = -0,06$	p-value = $3 \times 10^{-4}$ $\tau = 0,11$	p-value = 0,7 $\tau = -0,01$	p-value = $4 \times 10^{-13}$ $\tau = 0,22$	p-value = 0,9 $\tau = -$ 0,0003

Tableau 44 - Tests de corrélation par rang de Kendall entre nos variables qualitatives - discrètes et ordonnées

**Matrice des corrélations entre les variables quantitatives pour le district de Jacksonville**

	TRANSACTIO N	CREDITS	TAILLE	AREA	WET	EVOL_URB
<b>CREDITS</b>	p-value = 1,3x10 <sup>-9</sup> τ = 0,68	1				
<b>TAILLE</b>	p-value = 0,05 τ = 0,24	p-value = 0,04 τ = 0,25	1			
<b>AREA</b>	p-value = 0,002 τ = 0,39	p-value = 2x10 <sup>-4</sup> τ = 0,46	p-value = 0,002 τ = 0,38	1		
<b>WET</b>	p-value = 8x10 <sup>-5</sup> τ = 0,49	p-value = 8x10 <sup>-7</sup> τ = 0,58	p-value = 0,008 τ = 0,34	p-value = 2x10 <sup>-16</sup> τ = 0,88	1	
<b>EVOL_URB</b>	p-value = 1x10 <sup>-4</sup> τ = 0,47	p-value = 1x10 <sup>-4</sup> τ = 0,47	p-value = 0,004 τ = 0,36	p-value = 1x10 <sup>-13</sup> τ = 0,78	p-value = 3x10 <sup>-9</sup> τ = 0,67	1
<b>EVOL_WET</b>	p-value = 4x10 <sup>-3</sup> τ = 0,36	p-value = 5x10 <sup>-4</sup> τ = 0,43	p-value = 0,003 τ = 0,37	p-value = 4,8x10 <sup>-10</sup> τ = 0,7	p-value = 4x10 <sup>-13</sup> τ = 0,77	p-value = 1x10 <sup>-06</sup> τ = 0,57

Tableau 45 - Matrice des corrélations entre nos variables

## Références

Cf. PARTIE V - Bibliographie



**PARTIE IV**

**ÉTUDE DE QUATRE PROJETS D'INVESTISSEMENT DANS DES  
ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES EN FRANCE**

# Chapitre 1 : Investment in aquatic ecosystems: a transaction cost analysis of four French case-studies

Scemama Pierre et Levrel Harold

*En préparation.*

## **Abstract**

Based on new institutional economics, we conducted an analysis of four different investment projects in aquatic ecosystems in France with the view of identifying the elements that weigh on the transaction cost of these projects. We show in this paper that it is the characteristics of the project, considered in the light of its objectives, that have the greatest influence on the transaction cost of the project. These characteristics include the specificity of natural capital, specificity of human capital through knowledge, engineering and reputation and uncertainty surrounding the project. Using these parameters, we describe the organizational arrangements adopted by the actors involved in the investment projects and discuss how hybrid organisations with various degrees of private authority are linked to the characteristics of these projects and to the success of the associated transactions.

## **Keywords**

Transaction cost; restoration; aquatic ecosystems.

## ***1. Introduction***

A recent report produced by UNEP (United Nations Environment Program) reveals that half of the world's aquatic ecosystems have disappeared since 1900 (Russi et al. 2012). This erosion of natural capital is related to two phenomena (Butchart et al. 2010): on the one hand increasingly degrading stress on aquatic ecosystems (Sala et al. 2000; Balmford and Bond 2005) and on the other hand the lack of investment in green infrastructures constituted by these ecosystems (Neßhöver et al., 2009). For this reason the Convention on Biological Diversity has set a strategic plan for the years 2011 – 2020 involving the restoration of at least 15% of degraded ecosystems (CBD 2011). In this context, a cost-effective analysis may prove to be a useful tool for selecting investment projects.

While evidence of the ecological efficacy of investing in aquatic ecosystem restoration is increasingly coming to light (Benayas et al. 2009; Jones et Schmitz 2009; Moreno-Mateos et al. 2012), it can be noted that information regarding costs is still scarce (Aronson et al. 2010). A key point for the improvement of investment choices in restoration projects is the understanding of the parameters that have the greatest impact on these costs.

Both production costs and transaction costs should be taken into account when identifying the elements affecting the cost of either restoration projects or the creation of new aquatic ecosystems. In our study, this analysis was carried out using the framework of neo-institutional economics as a basis.

The use of neo-institutional economics is expanding in the field of environmental policy analysis (Coggan, Whitten and Bennett 2010 ; McCann 2013; Pannell et al. 2013). It has so far been used to analyze the emergence of new systems such as markets for the distribution of water (Libecap 2011; Garrick, Whitten and Coggan 2013), carbon offsets (Galik, Cooley and Baker 2012 ; Ofei Mensah and Bennett 2013), co-managed fisheries (Kuperan et al. 2008), agro-environmental measures (Rørstad, Vatn and Kvakkestad 2007, Steele 2009; Nilsson 2009) and more recently biodiversity offsets (Coggan et al. 2013). In these publications, transaction costs are usually studied in two different ways: firstly a theoretical basis in order to show the importance of transaction costs in the field of environmental policies and propose frameworks for their assessment (McCann et al. 2005; Coggan et al. 2013 ; Marshall 2013), and secondly a study of the weight of these transaction costs in public policy for organisational optimization (Falconer, Dupraz et Whitby 2001 ; Mettepenningen, Beckmann and Eggers 2011).

Our contribution to this literature focused on three interconnected questions: how much the characteristics of the transaction, especially the specificity of natural capital, affect the restoration projects (1), how organisations are adapted to respond to these transaction costs (2), why an inadequacy between the level of transaction costs and the organisation adopted can lead to under-investment in biodiversity restoration (3).

For addressing this issue, we conducted an institutional assessment based on collective diagnosis and four fieldworks on aquatic ecosystem restoration in France: (1) the "Libellule ®" zone of Saint-Just near the Mediterranean coast, (2) the Kervigen marsh in Brittany, (3) the environmental measures of Port 2000 on the Seine estuary and (4) the Vurpillères stream near the Swiss border.

In the first section of this paper we present the theoretical framework, the materials and methods used for this analysis. The second section presents the results regarding: what is the transaction in our four restoration projects; what are the characteristics of these transactions and what are the level of transaction costs associated to these characteristics; what are the organisational forms which have been adopted to govern these transactions; what is the level of

success of these transactions and of the associated restoration projects. In the last section we discuss the results on the basis of neo-institutional theory and attempt to explain how the level of success - based on the variation of the number of transactions - of the restoration projects can be partly explained by some level of inadequacy between the level of transaction costs and the organisational form adopted.

## ***2. Materials and methods***

### ***2.1. Neo-institutional economics for the analysis of transaction costs***

Neo-institutional economics focuses on the study of institutions and organizational forms, their interactions and role in the coordination of economic exchanges. It relies particularly on the analysis of transaction costs borne by actors to realize these economic exchanges, since these costs constitute an obstacle to the economic efficiency of production and trade. The normative goal of this theory is that it is important that an economic system adopts institutions and organizational forms that minimize transaction costs (North 1990; Williamson 1985; Ménard and Shirley 2005; Figure 66).

The fact that the analysis of organizational forms requires direct comparison of transaction costs has been heavily criticized because these costs are difficult to observe and measure in an existing structure. Moreover, they cannot be investigated for alternative forms that, as yet, do not exist (Masten, Meehan and Snyder 1991). To cope with these criticisms, Williamson (1975) has sought to identify the sources of transaction costs: the uncertainty surrounding a transaction, the specificity of assets deployed in a transaction and the frequency of a transaction.

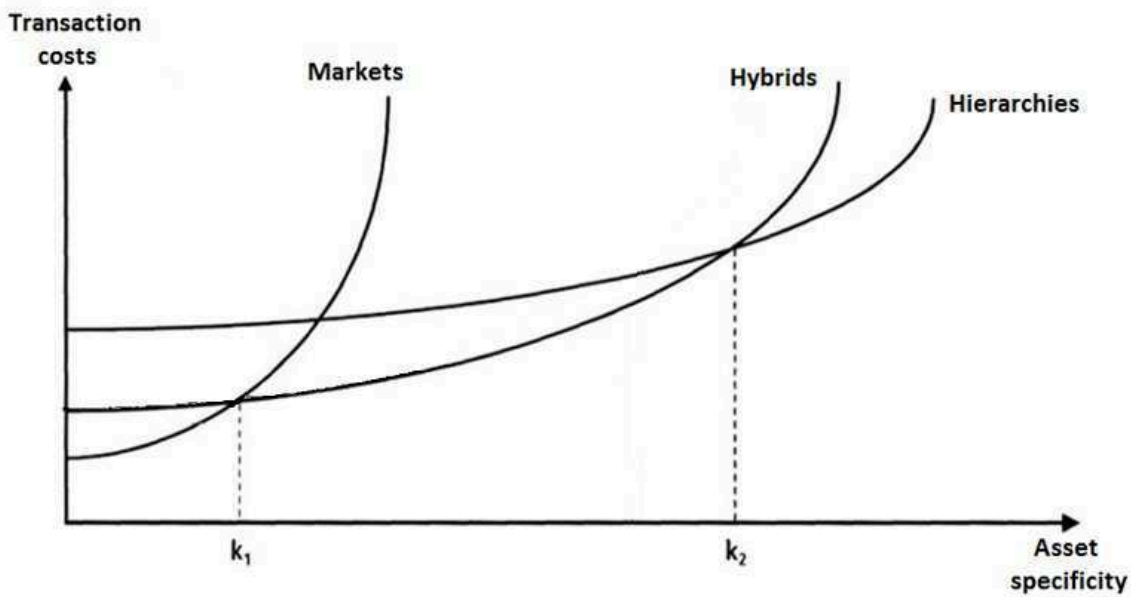


Figure 66- Discretionary choice between organizational forms according to the level of transaction cost associated to the asset specificity

The uncertainty surrounding a transaction can be of two types (Baudry 1995). First, the external uncertainty encompassing the disturbances which are exogenous to contractors' decisions. This implies that the future state of nature may change and such a change may require *ex post* adaptation of the transaction. This uncertainty is defined as environmental uncertainty by Williamson (1975, p.24). Another type of external uncertainty, known as institutional uncertainty, was also defined by Williamson (1991). It is linked to the ability of institutions to constrain the agents' choices and the ability of these agents to adjust to these constraints. Second, internal uncertainty is related to the fact that each agent involved in the project faces the risk of opportunism from the other agents involved in the transaction. The hypothesis of agents' opportunism corresponds to a strategic behavior by which they will seek to exploit the gaps of the contractual relationship in their own interest (Williamson 1993a). To summarize, the chosen governance mode must allow sufficient flexibility for possible *ex post* changes in the transaction, while being sufficiently framed to prevent an agent from renegotiating the transaction for his/her own benefit. As an example, restoration actions are surrounded by a great uncertainty around their success (Folke et al. 2004 ; Hildebrand, Watts and Randle 2005), as a result restoration projects can be associated with costly monitoring and management programs or with contingency funds. In the same way, facing unforeseen event, the risk of opportunistic behaviour encourages restoration actors to adopt specific governance tool such as administrative control in a firm.

A specific asset is defined as a long-term and specialized investment that cannot be redeployed for an alternative use without loss of its productive value. Specific investments lead to situations of bilateral dependencies, i.e., agents have no interest in breaking the relationship, because he/she may

lose some of the economic value induced by the investment (Klein, Crawford and Alchian 1978). The sharing of this economic value is the key of transactions involving highly specific assets. This is why these transactions require the establishment of coordination mechanisms in order to secure investment. As an example, investments in natural capital can face strong specificity of site as ecosystem services provided by an ecosystem vary according to its location (Hanski 1998 ; Mitsch and Gosselink 2000). As a result it creates a quasi-rent - the difference between the rent generated by the best use of an investment and the rent generated by its second best use - that can be the source of renegotiation of the terms of the transaction. As specificity increases, the bilateral dependency between partners increases implying the need for more costly means of coordination.

The frequency of the transaction corresponds to the repetition of a transaction, which encourages the development of routines, common knowledge and trust that may have a beneficial influence on transaction costs (Ménard 1995). Indeed when a transaction is likely to recur, partners have no interest to express opportunistic behaviour as it will impact the future transaction by increasing safeguard mechanisms which are directly linked to the level of transaction cost.

The theory focuses on the question of the choice of organizational forms based on these sources of transaction costs. There are three broad categories of organizational arrangement: markets, hierarchies and hybrid forms (Williamson 1991 ; Figure 67). Each is characterized by different mechanisms providing solutions to problems that may arise from transaction costs.

The market is the same concept as the one used by neo-classical economics, i.e., a control system coordinated by the price signal. This means that investment is based exclusively on price signal in a context where information asymmetries do not exist. Hierarchy refers to the (usually centralized) hierarchical structure of a company (public or private) based on subordination links between agents. Here, the investment choice is based on the authority of one or several specific actors. Finally, there are numerous hybrid forms including long-term contracts, alliances, franchises, trademarks and manufacturing licences. The characteristics and coordination mechanisms of these hybrid forms were defined by Ménard (2004).

When the market is unable to adequately combine resources and skills and the hierarchy leads to a lack of flexibility and incentives, hybrid forms attempt to combine the strength of these two organisational forms in different ways. The pooling of resources involves a rigorous selection of partners, combined activity planning and specific communication for each partner. Hybrid forms are also characterized by relational contracting between the partners that allow to frame the relationship but that are generally left incomplete to allow adaptation. Finally, hybrid forms are characterized by the manner in which they relate to competition: between partners whose individual strategies may differ on the one hand, (Coase 2000), and on the other hand different organizational

forms in highly competitive markets where the pooling of resources can be a way to confront uncertainty and survive.

## 2.2. *The method*

Evaluation work on investment costs in aquatic ecosystems was carried out in three steps.

The first step consisted in the achievement of a diagnosis of the situation with various decision makers and scientists concerned with the subject. We organized and attended work meetings in order to identify how it is possible to define and analyse the characteristics of the transactions corresponding to the restoration projects. Different types of meetings were identified (Table 46).

	<b>Actors involved (Number of actors, if relevant)</b>	<b>Institutional context (Number of meetings, if relevant)</b>
<b>Operational work meetings</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- "ONEMA" (French National Agency for Water and Aquatic Ecosystems)</li> <li>- Water Agency (Public Agency for the management of the river basins identified by the EU Water Framework Directive)</li> <li>- Public administration</li> <li>- "Lyonnaise des eaux" (Company)</li> <li>- "GIP Seine Aval" (Public Interest Group for the Seine river estuary)</li> <li>- Scientists - experts (economics, ecology)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Assessment of impact costs on the environment (7)</li> <li>Restoration program of the Seine estuary (2)</li> <li>Assessment of the "Libellule ® zone" (3)</li> </ul>
<b>Conferences</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ecosystem managers</li> <li>- Development companies</li> <li>- Public administration</li> <li>- NGO for environmental protection</li> <li>- Scientists</li> <li>- experts (economics, ecology)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Ecological restoration (1)</li> <li>Restoration and compensation (3)</li> </ul>
<b>Scientific work meetings</b>	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Ecosystem managers</li> <li>- Scientists</li> <li>- experts (economics, ecology)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>Assessment of costs to maintain an ecological potential for the MSFD (EU Marine Strategy Framework Directive) (3)</li> <li>Compensation of impacts on biodiversity (4)</li> <li>Characterization of ecological engineering actions for biodiversity improvement (2)</li> </ul>

Tableau 46 - Details of the interlocutors met during meetings, conferences and workshops

The second step consisted in organizing a two-day workshop focused on economic issues centred on restoration actions and compensation in the presence of public and private actors involved in this topic (Scemama and Levrel, 2012b)<sup>92</sup>.

The third step was based on specific case-studies to analyse, in the field, the level of transaction costs and the organisational forms associated with 4 restoration projects of aquatic ecosystems in France. Site selection was carried out in cooperation with the ONEMA<sup>93</sup> and economists of Water Agencies<sup>94</sup>. Five criteria, in addition to data availability, were set to select the projects to analyze. As a result, we selected four sites presenting different characteristics (Table 47, Figure 67, see Supplementary Online Material for detailed description of the case studies).



Figure 67 - Location of the study sites in France

<sup>92</sup> Participants to this workshop were: scientists - experts (n=9), public administration (n=4), local government (n=2), company (n=10), public agencies in charge of the environment (n=6), consulting firm (n=3).

<sup>93</sup> ONEMA is The French National Agency for Water and Aquatic Environments. It is the French national agency with the aim to preserve water quality and good ecological status of aquatic systems.

<sup>94</sup> There are six water agencies in France. They are public institutions of the Ministry for Sustainable Development. They are entrusted with the tasks of helping reduce pollution from all sources, and protecting the water resources and the aquatic environment.



	<b>Libellule<sup>®</sup> zone</b>	<b>Environmental measures of Port 2000</b>	<b>Kervigen marsh</b>	<b>Vurpillères stream</b>
<b>Geographical context</b>	Saint-Just and Saint-Nazaire-de-Pézan Pop. 3 068 Languedoc-Roussillon	Le Havre Pop. 300 000 Upper Normandy	Châteaulin and Porzay and surrounding communities (CCPCP <sup>95</sup> ) Pop. 15 000 Brittany	Labergement-Sainte-Marie Pop. 1 000 Franche-Comté
<b>Level of conflict</b>	Weak	Strong	Medium	Weak
<b>Type of action</b>	Creation of a wetland at the outlet of a sewage treatment plant	Home-birds (shorebirds): creation of an island in the sea, creation of a resting place on dune -Production of mudflats: creation of a meander	Producing a service for assimilative decrease of nitrogen	Restoration of meanders in the stream
<b>Actors in charge of leading the project</b>	LDE	Port of Le Havre	Local government	Nature reserve
<b>Size of projects</b>	1.5 ha	45 ha for the resting place 1.5 ha for the island 300 ha for the meander	22 ha	1.1 km of stream

Tableau 47 - Presentation of the study sites

The fieldwork consisted in the collection of qualitative data from key informant from each case study site through survey work carried out during the year 2012, supplemented by on-site bibliographic studies – reports, management plans, guidelines and schedules. The surveys were conducted using semi-structured interviews with key stakeholders in each site. Depending on the project, the number of stakeholders interviewed varied greatly due to different levels of complexity (Table 48). The semi-structured questionnaires were adapted to the profile of the different persons interviewed, either because of their specialty, their institutional position or their role in the implementation of the projects. At the end, it enables us to give a score to the characteristics of the transactions corresponding to restoration projects and to give a weight to the transaction cost for each of these projects. These scores have been inspired by the methods used in a recent paper published by Coggan et al. (2013).

<sup>95</sup> Community of communes of the country of Châteaulin and Porzay is a federation of municipalities they are in charge to carry out local tasks such as environmental management.

Site	Nature of the actor interviewed (Number of actors)	Actors
<b>Libellule® zone</b>	Public institution in charge of the environment (2)	- Water Agency for Rhône, Mediterranean Sea and Corsica basin (2)
	Company (2)	-Lyonnaise des eaux (LDE) (2)
	Consulting firm (1)	- Biotope
	Scientists - experts (3)	-University of Montpellier (2) -IRSTEA
	NGO for environmental protection (1)	-Mixed association for Or lagoon
	Public administration (1)	-Water authority for Hérault department
	Local government (2)	-General Council <sup>96</sup> (GC) of Hérault department (Technical support services for water sewerage) -Intercommunal Union responsible for water management
<b>Environmental measures of Port 2000</b>	Public administration (1)	Environmental management services of the port of Le Havre
	Scientists - experts (3)	IFREMER Member of the scientific council of the Seine estuary (2)
	Public institution in charge of the environment (3)	Manager of the natural reserve of the Seine estuary - "Maison de l'estuaire" (MDE) GIP Seine Aval
<b>Kervigen marsh</b>	Local government (1)	Water Agency for Loire and Brittany basin
	Public institution in charge of the environment (2)	General Council of Finistère department (sensitive natural area services) Public organisation for the management and development of the Douarnenez bay (EPAB <sup>97</sup> ) (previously CCPCP)
	NGO for environmental protection (2)	Forum for the marshes of the Atlantic "GRUMPY Nature" Association
	Scientists - experts (1)	IFREMER
<b>Vurpillères stream</b>	Public institution in charge of the environment (2)	Manager of the natural reserve of the Seine estuary - "Maison de la réserve" (MDR) ONEMA
	Local government (1)	Communauté de Communes de Fresne-Drugeon

Tableau 48 - List of actors interviewed for each study site

<sup>96</sup> The General Council is the legislative body of the department administrative division; the department is one of the three levels of government below the national level between commune (municipality) and region (Regional Council, RC). The median size of a department is 5965 km<sup>2</sup>.

<sup>97</sup> Public establishment for the management and development of the bay of Douarnenez is constituted to carry out the orientation of the planning strategy for the bay of Douarnenez.

### **3. Results**

#### **3.1. Description of the transactions corresponding to the restoration projects**

The Table 49 and 50 give the details of the design of the transactions corresponding to the restoration projects. The investments in aquatic ecosystems we studied were made with the objective of achieving very different goals, which had a considerable impact on the way you can understand what is the transaction in these restoration projects. Because of this, we decided to summarize the transaction corresponding to the restoration projects through two parameters affecting deeply the design of the transactions (Table 51):

- first, projects may focus on the production of a unique ecosystem service, habitat or species, or otherwise try to address the production of many ecosystem services. This latter case strongly complicates the implementation of the design of the transactions;
- secondly, assessment of the production of these ecosystem services, habitat or species, can be achieved on the basis of the actions implemented or on the basis of results. Here again, the second option is more expensive because it requires quantitative monitoring systems which are more costly to develop and set goals that are more difficult to attain.

	<b>Libellule<sup>®</sup> zone</b>	<b>Environmental measures of Port 2000</b>
<b>Goal of the restoration project</b>	Creating a market for environmental mitigation or natural water treatment system	Acceptance of the ecological impacts coming from the extension of the Port of Le Havre in the Seine estuaries
<b>Ecosystem services to produce to achieve this goal</b>	Filtering of the water + species and habitat targeted by the mitigation legislation	Species and habitats impacted by the extension of the harbour and which are important for local stakeholders
<b>Investment in aquatic ecosystems to produce these ecosystem services</b>	Creation of a succession of aquatic habitats at the outlet of a wastewater treatment plant (WWTP)	Creation of two resting places for shorebirds and rehabilitation of mudflats
<b>Details of the works</b>	<u>Development of a series of ponds for water circulation:</u> Excavation and seedlings of native plants	<u>Creation of the resting place:</u> establishment of a sluice and excavation. <u>Creation of the islet:</u> dredging and excavation. <u>Creation of meander:</u> dredging and construction of dikes.
<b>Assessment of the production of ecosystem services</b>	Environmental monitoring: hydraulic flow, water quality, concentration of micropollutants, biodiversity, sediments and biomass Method: Strong standardized monitoring	Ecological monitoring taking into account perception of local stakeholders: bird populations, plant population, benthos population, water quality, bathymetry and geomorphology Method: Strong standardized monitoring
<b>Long-term management</b>	A management plan is being developed, it will depend on the environmental objective	Altar on dune: Extensive grazing and management of water levels
<b>Total cost</b>	<u>Investments:</u> € 350,000 ~€ 233,000 /ha <u>Management and monitoring:</u> € 90,000 /year ~€ 60,000 /ha/year	<u>Total costs:</u> Resting place: € 1 900,000 ~€ 42,000 /ha Islet: € 8 000,000€ ~€ 5 000,000 /ha Mudflat: € 23 000,000 ~€ 77,000 /ha
<b>Fundings</b>	<u>Investments:</u> LDE (100%) <u>Management and monitoring:</u> LDE (50%) GC (25%) Water agency (25%)	Europe (10%) RC (22%) GC (22%) State and port(46%)

Tableau 49 - Design of the transaction corresponding to the restoration projects of Libellule zone and the Environmental measures of Port 2000

	<b>Kervigen marsh</b>	<b>Vurpillères stream</b>
<b>Goal of the restoration project</b>	Avoiding green tides	Restoration of Vurpillères stream
<b>Ecosystem services to produce to achieve this goal</b>	Water filtering	Biodiversity associated to the stream
<b>Investment in aquatic ecosystems to produce these ecosystem services</b>	Rehabilitation of a marsh at the interface between terrestrial and marine environment	Restoration of the meanders of a channelled stream
<b>Details of the works</b>	Diverting a portion of the river in the marsh: Dredging of an inlet channel and an outlet channel Implementation of sluices	Restoration of meanders of the river: Excavation of the old bed and diversion of its course
<b>Assessment of the production of ecosystem services</b>	Nitrate concentration	Integrated into the global monitoring program of the reserve.
<b>Long-term management</b>	Management of water levels, cutting reeds and dredging of the inlet arm	Extensive grazing throughout the nature reserve
<b>Total cost</b>	Purchase and works: € 189,440 ~€ 8,600 /ha Management and monitoring: € 6,000 /year ~€ 273 /ha/year	Investments: € 35,060 ~€ 32,000 /km
<b>Fundings</b>	CCPCP (25%) GC (20%) AELB (20%) Local administration (35%)	Europe (43%) State (20%) NR (19%) Local fishing organization (9%) ONEMA (9%)

**Tableau 50 - Design of the transaction corresponding to the restoration projects of Kervigen marsh and Vurpillères stream**

Going into the details of our case studies, we can mention that:

- The establishment of the Libellule<sup>®</sup> zone was a private initiative whose main objective was to respond to a demand for the creation of multifunctional wetlands providing several services of water purification as well as hosting a remarkable biodiversity. Environmental objectives were therefore multiple and they required to produce several ecosystem services.
- The environmental measures of Port 2000 were associated with the impacts linked to port development. Compensatory measures for shorebirds, aimed at respecting

regulatory constraints and the accompanying measures for mudflats aimed at facilitating public acceptance. Environmental objectives pursued were therefore multiple and they require producing several habitats and species.

- The rehabilitation of Kervigen marsh pursued a single goal of producing treatment services assessed in terms of a decrease nitrate levels.
- The restoration of Vurpillères stream pursued a single goal valued on the action required to restore the river to its natural configuration.

	<b>Unique ecosystem service, species or habitat to produce into the transaction</b>	<b>Multiple ecosystem service, species or habitat to produce into the transaction</b>
<b>Assessment of the transaction in terms of results</b>	Kervigen marsh	Libellule <sup>®</sup> zone
<b>Assessment of the transaction in terms of action</b>	Vurpillères stream	Environmental measures of Port 2000

Tableau 51 - A summary for the classification of the transactions

### ***3.2. The characteristics of the transactions allowing to scoring the level of transaction costs***

#### **3.2.1. The investment in aquatic ecosystems**

##### The specificity of the natural capital involved

Table 52 presents the characteristics of each projects associated with the specificity of the natural capital. Our study sites are embedded in complex and diverse ecosystemic contexts which represent specific constraints in the way that if objectives were to change design would be adjusted implying additional costs.

Firstly, the specificity of site linked their location, on a large scale as projects are located in specific bio-geo-climatic context and on a small case as they are surrounded by different ecosystems and human activities that affect their functioning.

Secondly, the physical specificity associated to their unique structural and functional characteristics.

Furthermore, we can speak of dedicated assets as they must be considered in light of the objectives that led to their creation.

As a consequence, when natural capital is deployed into a specific transaction, it is difficult to assign it to an alternative use without implying adjustment in the design of projects and thus without additional costs.

Characteristics of the transactions	Physical specificity of natural capital	Site specificity of natural capital	Natural capital dedicated
<b>Libellule<sup>®</sup> zone</b>	Sequence and dimension of the different habitats	Receive water discharges from the WWTP In the watershed of a protected lagoon Mediterranean climate	Investment designed to maximize targeted ecosystem services
	++	++	++
<b>Environmental measures of Port 2000</b>	Design of measures for the targeted species	Adequacy with the hydro-sedimentary dynamics of the estuary In the Seine estuary Oceanic climate	Dedicated investment to address development of Port 2000 in the Seine estuary
	++	++	++
<b>Kervigen marsh</b>	Diverting a portion of the river into the marsh	Supplied by water loaded with nitrates On the coast, bay of Douarnenez Oceanic climate	Investment made in order to optimize the treatment capacity of the marsh
	+	++	+
<b>Vurpillères stream</b>	Stream crossing low marshes	Watershed not anthropized Mountainous area Karstic region Continental climate	
	+	++	0
<b>Score</b>	6	8	5

**Tableau 52 - Project characteristics causing transaction costs associated with specificity of natural capital** (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-")

#### The specificity of the human capital involved

In Table 53 we present the characteristics of projects associated to specificity of human capital. The specific knowledge that is required to deploy investment in targeted aquatic ecosystems weighs heavily on the transaction costs of the studied projects. Indeed, the definition of the baseline, the project design and the execution of works require specific expertise in engineering and life sciences depending on the objectives of the projects.

To this knowledge which may be more or less specific depending on the project, we must associate the desire of project leaders to improve their reputation regarding their ability to intervene on aquatic ecosystems.

<b>Characteristics of the transactions</b>	<b>Specificity of human capital</b>	<b>Brand specificity</b>
<b>Libellule® zone</b>	Preliminary studies for soil quality, habitat dimensioning, execution of work, monitoring of the functioning and management (dredging of pond, weed cutting, extraordinary events)	Reputation of the parties involved in the monitoring; program performance
	++	++
<b>Environmental measures of Port 2000</b>	Knowledge of the target species, hydro-sedimentary modelling, project design, construction works, monitoring and management	Credibility of agents regarding the management of the estuary
	++	++
<b>Kervigen marsh</b>	Knowledge of the treatment performance of marshes, construction works, monitoring and management (water level, cutting reeds and cleaning)	Initiation by the project leader of a restoration plan to scale on the basis of the experience gained on the site
	+	++
<b>Vurpillères stream</b>	Knowledge of aquatic environments for design and construction works	Reputation of those involved in the project in the success of restoration actions
	+	++
<b>Score</b>	<b>6</b>	<b>5</b>

**Tableau 53 Project characteristics causing transaction costs associated with specificity of human capital** (number of “+” represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong “++”, weak “+”, null “0” or negative “-”)

### 3.2.2. The uncertainty surrounding investments in aquatic ecosystems

The Table 54 presents the sources of uncertainty in each project. Uncertainty is high and expressed in two dimensions : external uncertainty and internal uncertainty.

Internal uncertainty derives from the behaviour of the actors involved in the project. Transaction costs related to the management of the risks of opportunism are thus related to the number of actors involved in the project and the adequacy of their objectives and their personal constraints. For example, in the case of Port 2000, however, the environmental measures mobilized a large number of actors seeking to achieve different goals - port development *versus* protection of biodiversity.



External uncertainty is related to the uncertainty surrounding the future states of nature. There is always a significant element of uncertainty when ecosystems are manipulated since the objectives of the project may lead to the emergence of new risks or environmental constraints.

External uncertainty is also related to the capacity of the institutional environment to secure the transaction. Regulation plays an important role since it can impose rules that will regulate agents' behaviour. But regulation can also lead to the emergence of new constraints due to the impact of projects on land use. Project objectives must take into account the economic and social contexts in which they operate.

To cope with uncertainty projects have resorts to costly monitoring programs and specific governance tools providing more adapted coordination device.

Characteristics of the transactions	Internal uncertainty (behaviour)	External uncertainty (environment)	External uncertainty (institutional)
<b>Libellule<sup>®</sup> zone</b>	Ownership of the monitoring results against the interests of another party Economic constraints of long-term financing	Dysfunction of the ecosystem Problems related to micro-pollutants	Legislation changes toward constructed wetlands or micro-pollutant Land ownership to the municipality
	<b>++</b>	<b>++</b>	<b>++</b>
<b>Environmental measures of Port 2000</b>	Underestimation or overestimation of environmental measures Perception of the measures by the other users of the estuary	Evolution of the ecosystem that may no longer fulfill its role Disruption of hydro-sedimentary dynamics of the estuary	Strengthening of litigation related to the Natura 2000 area Change in status of the NR Conflicts with other users
	<b>++</b>	<b>++</b>	<b>++</b>
<b>Kervigen marsh</b>	Common value toward the role of wetlands	Dysfunction of the marsh Closure of the outlet	Green algae plan and the transfer of powers between administrative levels Land management granted by agreement with the owner Conflicts with other users
	<b>0</b>	<b>++</b>	<b>+</b>
<b>Vurpillères stream</b>	Common value toward protection of biodiversity	Dysfunction of the restoration action	Land management guaranteed by the NR status
	<b>0</b>	<b>+</b>	<b>0</b>
<b>Score</b>	<b>4</b>	<b>6</b>	<b>5</b>

**Tableau 54 - Project characteristics causing transaction costs associated with uncertainty** (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-")

### 3.2.3. The frequency of the transactions

In the Table 55 we presents elements associated to frequency of the transaction and its influence on transaction costs. Investments in the very specific assets that are aquatic ecosystems commit partners into relationships that go beyond project duration and strongly engage their credibility. The more the transactions are frequent, the more the development of routines and common knowledge is possible. An increased frequency of relations reduces transaction costs, for example through the "learning by doing" concept, which is important in the case of a new activity such as ecological engineering. The actors' reputation is also at stake when working on this type of project. Before completion of the projects, partners will do everything they can to maintain their reputation for the simple reason that the ecosystem will continue to evolve beyond their control after completion of the works. This evolution of the ecosystem escapes even more from the control of the actors who have worked to pursue specific objectives poles apart from the natural evolution of ecosystems.

Characteristics of the transactions	Frequency
<b>Libellule<sup>®</sup> zone</b>	Meeting in a steering committee to improve coordination between the parties
	Renewal of the project in a market for Libellule <sup>®</sup> zones
	-
<b>Environmental measures of Port 2000</b>	Stakeholder meeting in councils governing the management of the estuary
	Renewal of negotiations as part of future development
	-
<b>Kervigen marsh</b>	Potential renewal of the operation in a larger scale restoration program
	<b>0</b>
<b>Vurpillères stream</b>	Frequent cooperation between actors involved in the project
	-
<b>Score</b>	<b>-3</b>

Tableau 55 - Project characteristics causing transaction costs associated with frequency of the transaction (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-")

### **3.3. *Impacts on project organization***

#### **3.3.1. A diversity of hybrid forms for governing the transactions corresponding to the restoration projects**

By studying these projects we found the key characteristics of hybrid forms.

Firstly, investments made in projects are the result of a joint investment. The financing of investments is shared between actors, and it can be noted that this is particularly true in the case of the Port 2000, Kervigen and Vurpillères projects (Table 49 and 50). In the same way, the investments are implemented on lands that are not owned by the project developer. Thus in the Libellule<sup>®</sup> zone, the natural capital deployed in the project is fully funded by the LDE, but it is the municipality that owns the land.

Secondly, projects are also characterized by the existence of contracts:

- confidentiality agreements binding each actor involved in the monitoring of Libellule<sup>®</sup> zone;
- public tender contracts between the contracting authority and the companies that completed the works for the environmental measures of Port 2000;
- convention for the management of Kervigen marsh between General Council<sup>5</sup> - owner and the manager;
- in other cases a mere work authorization granted by the owners of parcels crossed by the Vurpillères stream.

Finally, the projects are also characterized by an element of competition. It can be triggered by other arrangements within the market context into which the project falls. This is the case of LDE working on the highly competitive market of water quality. The company has a strong interest in pooling resources with the administrative authorities responsible for the regulation of these markets - through an ambitious monitoring program - and with the municipalities - through the deployment of a highly specific natural capital. It is also the case for Kervigen marsh, which is located in a region of intensive agriculture. The objectives of the struggle against green algae imply a decrease of nitrate discharges. By alleviating the burden on farmers' change of practice, the valorisation of Kervigen marsh is an incentive for a broader restoration throughout the territory.

Because of divergent individual strategies, competition also exists between partners. This is well illustrated in the context of the environmental measures of Port 2000 which unites actors pursuing conflicting objectives: the economic development of the port on the one hand and biodiversity conservation on the other.

### 3.3.2. Private governments and the specificity of natural capital

As we have seen so far, the projects involve specific investments that bind the parties in lasting relationships and rely on protocols to control the high uncertainty element of the management and monitoring.

The key feature of hybrid forms is the existence of a private, more or less formal and more or less centralized government, which manages the evolution of the relationship according to the rhythm of change in terms of investment or context.

When the specificity of investment and uncertainty are high, this private government corresponds to particularly formalized governing bodies, closer to integration with tight coordination, (steering committee for the Libellule<sup>®</sup> zone, scientific committee for the Seine estuary...). When the specificity of investment and uncertainty are lower, the private government is more informal and relies on trust, common values, mutual influence and reciprocity, uniting stakeholders (relational network around the restoration of rivers in the territory of Vurpillères, local valorisation under the leadership of one actor in the case of Kervigen marsh).

There is a wide range of hybrid forms and each one of these forms represents a different level of transaction cost according to the characteristics of the transaction. Ménard (2004) proposed a classification of the hybrid forms according to the relation between the asset specificity and their form of private government.

We can use this classification to rank our sites according to the scores calculated for specificity of the natural capital in Table 52. The score is low for the Vurpillères site (3), average for Kervigen marsh (4) and high for Libellule<sup>®</sup> and Port 2000 (6) (Figure 68 and Table 56). This is in accordance with the fact that specificity of natural capital is a core influence in the choice of organisational form.


Specificity of natural capital	Classification of our sites	Menard classification (2004)
<b>Lowest specificity</b>  <b>Highest specificity</b>	Vurpillères stream	Trust
		Relational network
	Kervigen marsh	Leader
	Libellule <sup>®</sup> and Port 2000	Governing body

Tableau 56 - Classification of the hybrid forms of our site according to the classification offered by Ménard (2004)

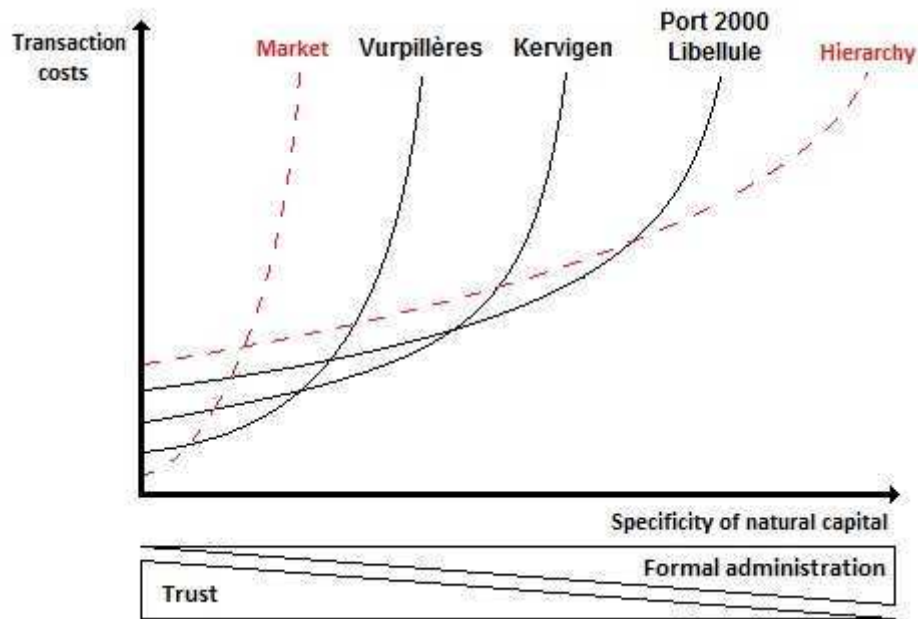


Figure 68 - Typology of hybrids forms of our study sites in terms of the specificity of natural capital and coordination mechanisms involved in their functioning

### 3.4. *Success of the transaction and level of adequacy between transaction costs and organisational forms*

Aquatic ecosystems are highly specific assets, partly because of their complexity and diversity, but also because they constitute long term investments which continue to evolve even after the end of the relationship.

The actors involved in the projects, hope to reiterate similar projects and repeat these transactions in the future. LDE wants to develop a market for Libellule® zones. The harbour authority will have to make new extensions in the future and wish to use ecological compensation to facilitate the acceptance of these future projects. The manager of Kervigen marsh wants to make an example from his local experiments and would like to replicate his works in order to fight against green tides all around the bay of Douarnenez. The partners involved in the Vurpillères stream project are also very proud of their results and wish to replicate this experiment to restore the original streams of many rivers. Then it is possible to consider that the increase of the number of transactions corresponding to the restoration projects, their replication in other places to be short, could be a good indicators of the success of the transactions. In the Table 57, we have summarized the trends regarding the transactions corresponding to these different projects, as well as the ecological results and the economic efficiency associated.

	<b>Libellule<sup>®</sup></b>	<b>Port 2000</b>	<b>Kervigen</b>	<b>Vurpillères</b>
<b>Economic efficiency of the transaction</b>	Low: expensive and no return on the investment and the main goal has not been achieved (market development)	Medium: costly but the main goal has been achieved (acceptance of the harbour extension)	High: cheap and the main goal has been achieved (decrease nitrate pollution)	High: cheap and the main goal has been achieved (restoration of the natural stream and colonisation of local species)
<b>Ecological efficacy of the transaction</b>	Medium: colonisation of many species but uncertainty about the long-term management	Medium: uncertainty about the dynamics and most of targeted species have not been restored	Medium: the lack of management of the site leads to decrease the ecological quality of the project	High: the natural dynamics has been restored and the populations of species are OK
<b>Trends / number of transactions</b>	→	↘	↑	↗

Tableau 57 - Success of the transactions

The Libellule<sup>®</sup> project is clearly in a status quo situation. No more transactions have been developed until now and it seems at this stage difficult to anticipate the development of a real market for mitigation measure or water management system.

The Port 2000 project will not be able to replicate what has been done. Indeed, the costs of the projects were very high and the results of it were very criticized. A new approach has been adopted to increase the acceptability of the new potential development project, mainly based on spatial planning integrating social, ecological and economic issues.

The Kervigen case study seems to be a real success. Indeed, the use of the wetlands to reduce the nitrate pollution has been replicated in many areas. This approach has been officially recognized as a very efficient way to reduce the nitrate pollution and has been integrated in the local strategy to avoid the green tides.

The transaction corresponding to the Vurpillères projects has also been replicated in other rivers in the same area and the managers of this works are involved in many other experiments.

We assume that the level of success of these transactions depends partly on the inadequacy between the level of the transaction costs associated to these projects and the organisational forms which is required to replicate the transaction. It is particularly clear for the Libellule<sup>®</sup> project which has been governed by a “governing body” due to the high level of transaction costs associated with this transaction, but at the same time had as main goal to create new markets (Figure 68). It seems

very difficult to consider that the “governing body” was able to take into account the characteristic of the transactions and the organisational adaptation required to create such a new market. This inadequacy led to the incapacity of the project to create a new market of mitigation and then to a lower level of investment in aquatic ecosystems. Of course, it is also possible to consider that this lack of investment is only due to the fact that the market cannot be the adequate organisational form to invest in such a complex and specific asset.

## **4. Conclusion**

Our study proposed to focus on the issue of transaction costs. Transaction costs in environmental policy may constitute a major share of their cost (Rørstad, Vatn, and Kvakkestad 2007; Nilsson 2009; Mettepenningen, Verspecht and Van Huylenbroeck 2009). It is therefore a source of additional costs for projects that need to be taken into account.

We identified the sources of the different transaction costs in the projects:

the specificity of the natural capital, related to the structural and functional characteristics and the location of the targeted aquatic ecosystems and the flexibility of the goal pursued through investment;

the specificity of the human capital, linked to the knowledge and knowhow of the actors to manipulate aquatic ecosystems and to the reputation of this actors to implement successful projects;

the uncertainty surrounding the project, regarding the behaviour of the partners, the results of the action or the evolution of the institutional environment ;

the frequency of the transaction, regarding the number of interaction between partners in time.

This paper shows that higher degree of specificity of natural and human capital and higher uncertainty increases transaction cost while higher frequency decreases transaction cost. Moreover, we insisted on the importance of the specificity of natural capital on the level of transaction costs as in the case of investments in aquatic ecosystem it is the core element of projects.

The literature on environmental policies has sometimes considered the ecosystem as a result of the transaction (Coggan et al. 2013). We believe that the developing framework around the issue of natural capital and ecosystem services should lead us to consider ecosystems as a renewable capital stock to provide a flow of services (MEA 2005a, Aronson, Milton and Blignaut 2007, Daily et al. 2009). This consideration should drive us to consider the characteristics of ecosystems as key element of the transaction cost and better understand the forms of their organisational arrangements.

In this way, our work also showed how organisations of projects are adapted to these transaction cost. We show that project stakeholders choose hybrid forms which have advantages in terms of their coordination mechanisms : the pooling of resources (funding, labour or land), the use of

contracting to bind partners and the role of competition allow more flexibility than hierarchies but is more adequate to combine resources and skills. To cope with these transaction costs, organizational forms chosen by the actors belong to the category of hybrid forms. These forms have specific governance mechanisms, including the use of private authorities who rely on trust when assets are not too specific, but may evolve into more formal forms of authority as and when the specificity of investments increases.

Finally our last important result is linked to the impact of an inadequacy between the characteristics of transaction and the choice of organizational on the success of project in terms of an increase of the number of transaction of the same type. Markets for the investment in natural capital may be hard to develop when specificity of natural capital is high, but at the same time, very hierarchical organisations may lack the flexibility to deal with uncertainty when fine cooperation is needed between users. This is an interesting result as studies on the emergence of markets for biodiversity are increasing (See, e.g. Muradian et Rival [2012] and Coggan et al. [2013]).

This study is however limited due to the small number of sites surveyed and the qualitative approach we used to measure the relative importance of transaction cost causation. Further research, therefore, should focus on the issue of transaction costs in projects investing in natural capital. The specificity of natural capital refers to the issue of ecological efficacy of projects, emphasizing the importance of taking into account transaction costs in the study of restoration projects.

## ***Acknowledgements***

The authors thank the French National Agency for Water and Aquatic Ecosystems (partnership Onema - Ifremer 2011) for their support in organizing this work. Thanks are also addressed to all the people interviewed for this work.



## 5. Supplementary material - Site descriptions

### 5.1. The creation of the Saint-Just Libellule<sup>®</sup> zone

In 2007, the towns of Saint-Just and Saint-Nazaire-de-Pézan undertook the renovation of their wastewater treatment plant (WWTP). Because of their location in the watershed of a protected Mediterranean lagoon exposed to eutrophication problems (the Or lagoon), financial partners proposed to create a vegetated rejection area (VRA) to apply tertiary treatment while securing the rejection of the WWTP. The company in charge offered to support the costs of establishing the VRA in exchange of the opportunity to implement the Libellule<sup>®</sup> zone in place of the original project which merely consisted of a pond planted with reeds. This new project, in addition to the initial objectives, included a research program on micro-pollutants and the implementation of an ambitious monitoring system to measure the decrease of these micro-pollutants. The Libellule<sup>®</sup> zone has been operational since 2009; some of the water leaving the WWTP reaches a succession of wetland habitats - phytoplankton basin, reed marsh, meandering zone, anastomosing array and free zone - complemented by a humid meadow, an alluvial zone, a brush planted with trees and a sand filter (Figure 69).

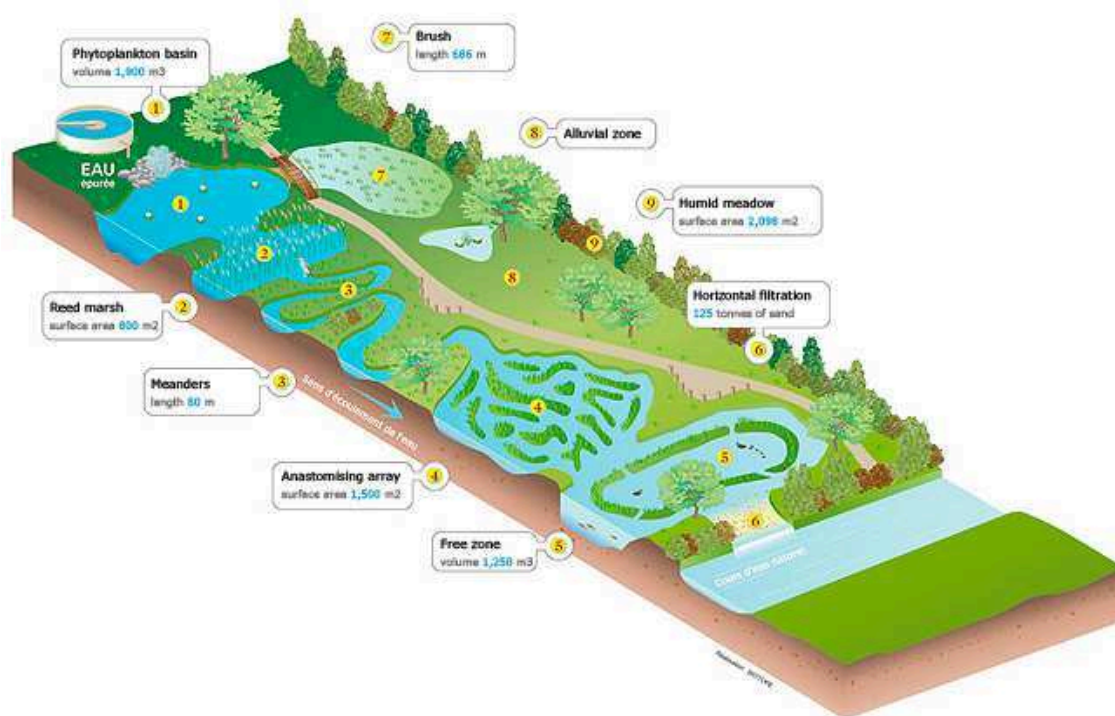


Figure 69 - Map of the Libellule<sup>®</sup> zone (Image: Biotope)

## 5.2. *The environmental measures of Port 2000*

The Seine estuary refers to the part of the river that is subject to tidal influence. It is a densely populated region and home to a variety of economic activities. The estuary is characterized by the presence of a high biological diversity (birds, fish, etc.) and included in the Natura 2000 network. It is also protected by the existence of the Nature Reserve of the Seine Estuary. Because of the construction of Port 2000, the port of Le Havre was obliged to set up two types of environmental measures to offset impacts on local biodiversity.

Compensatory measures that focus on the creation of a resting place on dune - a resting area of 45 ha consisting of a basin subject to tidal influence and a large dry area - and an islet resting place - an islet of 5 hectares at low tide which is reduced to 1.5 ha and three smaller islets at high tide (Figure 70). These measures were designed to compensate for the destruction of a disused deposition chamber which had been colonized by seabirds - particularly shorebird species.

Accompanying measures including a rehabilitation project of mudflats. This project involved the creation of an artificial meander to display 100 ha of mudflats which had undergone a decrease of their surface area at a rate of 20 hectares per year since 1980.



Figure 70 - Aerial view of Port 2000 and the environmental measures accompanying the project (Image: Google Earth - Cnes/Spot Image 2013)

## 5.3. *The rehabilitation of Kervigen marsh*

Kervigen swamp is located in the bay of Douarnenez in south Finistère. It is a 22-hectare marsh separated from the sea by a coastal dune. It is crossed by the river Kerharo, whose watershed is known for its intensive agriculture. In the 1960s, adjustments were made to drain the swamp for agriculture. This led to the rectification of the river and the raising of the dune. However, agricultural activity ceased in 1975. In 1990, because of the intense exposure of Douarnenez Bay to green tides, Kervigen marsh became the subject of an experiment to take advantage of its performance in purifying nitrates. The success of this experiment led to the acquisition of land from the General

Council and the establishing of a rehabilitation program: restoration of the dune and diversion of part of the flow of the river into the marsh with the installation of two systems of sluices for water level management (Figure 71).



Figure 71 - Aerial view of Kervigen marsh (Image: Google Earth - DigitalGlobe 2013)

**5.4. The restoration of Vurpillères stream**

The Vurpillères river is located in the upper Jura in the Nature Reserve (NR) of Lake Remoray. It is a stream a little over one kilometre long, supplied by a watershed with no anthropogenic activity. It crosses low marshes and peat lands. In the 1960s, with the aim of draining the marshes for agriculture, the stream was channelled. Without releasing usable land, this rectification resulted in a loss of diversity of habitats and species. When the Nature Reserve was established in 1980, public access to the wetlands was completely banned and in 1997 the first management plan enabled the reserve manager to launch the restoration of Vurpillères stream (Figure 72).





Figure 72 - Aerial view of the Vurpillères stream (Image Google Earth -GeoEye 2013)

## *References*

Cf. PARTIE V - Bibliographie

# **Chapitre 2 - How to quantify in biophysical terms investment in wetland's ecological services from an institutional perspective?**

Scemama Pierre et Levrel Harold

*Soumis à Environmental Management*

## **Abstract**

The concept of a minimum level of natural capital necessary to support human welfare emerged through a growing number of institutional objectives toward the improvement of the state of aquatic ecosystems (e.g. European directives for water [WFD] and marine strategy [MSFD]). These frameworks target wetland restoration and are based on tangible objectives for ecosystem management. The question is then how to best allocate restoration efforts to achieve these institutional objectives?

We address the expansion of equivalency tools built for environmental compensation policies, using the Habitat Equivalency Analysis (HEA) instrument. This tool was developed to quantify the need of restoration in order to compensate an accidental impact on natural resources in the US Natural Resource Damage Assessment (NRDA) framework. The main objective of this paper is to question the feasibility of using HEA in order to value - in ecological services units - the restoration benefits in regard to different institutional objectives. We present the expansion of the tool and its application to value benefits of investing in wetland restoration. It appears as a good alternative to monetary valuation and highlights some methodological and conceptual issues associated to assessment of wetland restoration benefits.

This work was conducted on four different sites of restoration in France: (1) the creation of a market for wetlands both as mitigation credits and lagoon systems for filtration, (2) the acceptance of a project of port development, (3) the rehabilitation of marshes to mitigate nitrates rejection into the sea and (4) the restoration of streams in a protected area.

## **Keywords**

Wetland restoration ; Equivalency tool ; Valuation of benefits ; Ecological services

## **1. Introduction**

According to economics, the welfare of populations at a given time is a function of the utility released by the consumption of goods and services available at this time (Ramsey, 1928). Goods and services are produced using a certain amount of capital as input through a production process. Future consumption and future welfare are thus a function of the actual stocks of capital (Mäler et al., 2008).

There are different types of capital involved in the production function: manufactured capital (material goods), human capital (individuals working capacity) and natural capital. Natural capital is constituted of the limited stocks of natural resources, physical and biological, that yield the flow of goods and services from ecosystems (Costanza and Daly, 1992).

In the context of project planning, economists are supposed to assess what is the best allocation of resources among alternative scenarios of substitution between natural capital, human capital and manufactured capital. This assessment requires a unit of equivalency. If manufactured and human capital have long been assessed in monetary terms, it is still in debate for natural capital. This debate is largely associated to the debate between weak sustainability (strong substitutability between natural capital and manufactured capital) and strong sustainability (weak substitutability between natural capital and manufactured capital) (Stern, 1997; Ekins et al., 2003; Bithas et al., 2011). Standard environmental economy considers that the different types of capital are substitutable (Pearce and Atkinson, 1993). As a result, it is focused on the monetary value of natural capital in comparison with the monetary value of manufactured capital. In this way, monetary valuation provides economic units of equivalency allowing to measure the benefits provided by alternative scenarios regarding the substitution of one category of capital by another. Ecological economy contests this position and argues that substitution is only possible at the margin and that there is a portion of natural capital that is essential to human survival and for which there is no adequate substitute, defining critical natural capital (Ekins et al., 2003). Furthermore, it denounces the limits of monetary valuation which are of three types: (1) methodological limits to value ecological services due to non-commercial use value or non-use value (Heal, 2000) ; (2) limits to respect all the constraints of strong sustainability, even when all externalities are internalised (Bithas et al., 2011) ; (3) the lack of institutional contextualization of monetary values that limit their informative scope (Norgaard and Bode, 1998 ; Vatn 2010).

The idea that there is a minimum level of natural capital necessary to support human welfare seems more and more obvious to policy makers, which is why there is a growing number of institutional frames fixing strong ecological objectives, for example through European environmental

directives: Water Framework Directive or the Marine Strategy Framework Directive (Good Ecological States), Natura 2000 Directive (Protected Species and Habitat Lists), Environmental Impact Studies Directive (Avoid-Reduce-Compensate ecological impacts), Environmental Liability Directive (no net loss of biodiversity and ecological services). They fix minimum quality standards in ecological terms for aquatic ecosystems, implying reduction of pressures and restoration of damaged ecosystems. In this context, the challenge for ecological economists is to be able to provide biophysical units of equivalency which are substitutable enough to provide a simplified picture of what the level of natural capital is. The aim of this paper is to assess how it is possible to use the Habitat Equivalency Analysis (HEA) to evaluate restoration projects developed in alternative institutional contexts. Originally, HEA is a tool developed to size restoration projects for the compensation of accidental impacts using ecological services units (Dunford et al., 2004 ; Bruggeman et al., 2005 ; Roach and Wade, 2006 ; Zafonte and Hampton, 2007). Recent publications have highlighted how it is possible to use equivalency tools in order to provide ecosystem valuations in ecological services biophysical units (Dumax et al., 2011; Vaissière et al., 2013). These publications, however, are based on hypothetical case studies. The goal of this paper is to use HEA for real restoration projects carried out in France during the last years in order to discuss the results both from a theoretical and a practical point of view.

The first section of this paper will be dedicated to the presentation of the method and the economic arguments that defend its broader use. We will, in the second section, present the results of its application in four restoration projects in France, based on different institutional frames, and finally discuss these results in perspective of their institutional goals in the third section.

## ***2. Material and method***

### ***2.1. Adapting HEA***

In the US, the Habitat Equivalency Analysis (HEA) was developed for the Natural Resource Damage Assessment that evolved from a monetary and welfare valuation to an estimation based on the cost of compensatory restoration projects that enhance or improve natural resource services in a sufficient amount to compensate the public (Burlington, 2002 ; Dunford et al., 2004).

Facing difficulties to obtain valid monetary damage estimates, resource trustees chose to prefer compensatory scaling methods based on ecological services. Service-to-service methods such as HEA, are based on the principle that the values humans place on natural resources are - as an approximate - proportional to the ecological services these resources provide. Damage affects natural resources

and associated services and, using a biophysical indicator, one can estimate the loss of ecological services (due to damage) and gain in ecological services (due to the compensatory restoration project).

In this view, HEA is used to determine the appropriate scale of compensatory restoration through a procedure in four steps (Roach and Wade, 2006):

1 - The choice of one or more biophysical metric(s) to be used as indicators of the services provided by ecosystems;

2 - The estimation of the interim ecological service loss from the natural resource injury until it is restored to baseline conditions;

3 - The identification of a range of compensatory restoration projects;

4 - The choice of one or more compensatory restoration projects that provide a present value of service gain equal to the present value of service loss from the natural resource injury.

In the end, HEA values the ecological services produced by a restoration project in the perspective of its institutional objective: the compensation of the loss of ecological services. Compensation can be considered as an institutional objective that will change according to the nature of the impact. In this paper we want to determine if HEA can be used in the context of other institutional objectives. As we aim at valuing ecological service gains associated with restorations that would not take place in the context of compensation, we need to adapt the procedure to calibrate the HEA method to each restoration action.

The rationale of the HEA can be described through Equation (1) (Dunford et al., 2004 ; Zafonte and Hampton, 2007 ; Levrel et al., 2012b ; Vaissière et al., 2013) and is observable on Figure 73. HEA quantifies gains and losses as Discounted Services Acres Years (DSAYs).

$$V_I A_I I_t (1+r)^{-T_I} = V_R A_R R_t (1+r)^{-T_R} \quad (1)$$

$V_I$  is the value of the ecological services on the impacted site and  $V_R$  is the value of the ecological services on the compensatory restoration site.

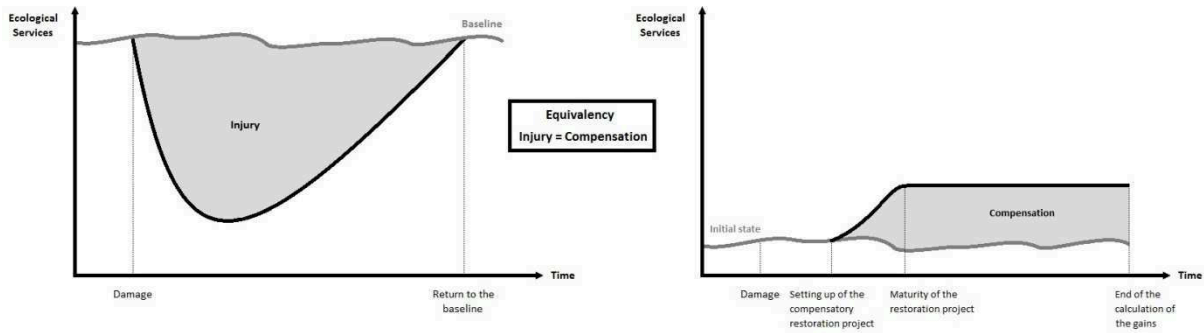
$A_I$  is the surface impacted, the damaged area and  $A_R$  the surface compensated, the restoration area.

$I_t$  is the intensity of damage and  $R_t$  the intensity of restoration. They vary according to time and this variation is called recovery function on the impact site and maturity function on the restoration site.

$r$  is the discount rate.

$-T_I$  is the time scale of the impact and  $-T_R$  is the time scale of the compensatory restoration.





**Figure 73 - Changes in ecological services provision on sites of injury and compensation (adapted from Vaissière et al., 2013)**

From the initiation of procedure to the calculation of equivalency, HEA relies on some key elements that justify its use for the determination of the compensation of public loss of ecological services. These elements are associated to the calculation of ecological services in Equation (1) and have to be adapted.

First, HEA relies on different hypothesis on the value of ecological service (Dunford et al., 2004 ; Zafonte and Hampton 2007). In the end it assumes that humans derive utility from natural resources in proportion to the ecological services they provide. As so, the services from restoration project designed for compensation, should provide approximately the level of utility expected to reach the objective of compensation of public loss from the injury (Roach and Wade, 2006). Under the same assumptions, the level of utility provided by restoration with another objective could be evaluated in the lights of its expected objectives. This will be the assumption operationalized in our analysis. This assumption is adopted in the expanded HEA.

There is also the possibility for an operator to apply a “compensation ratio” to insert relative preferences for services on impacted sites over services on restoration sites (or the opposite). Equation 1 can be manipulated so as to help operators determine the size of restoration (Equation 2). It is thus possible to apply the ratio of the value of damaged services to the value of restored services ( $\frac{V_I}{V_R}$ ). Ratios can be applied, for example, to give preferences on the type of actions chosen to implement compensatory restoration (Levrel et al., 2012b).

$$A_R = \frac{V_I}{V_R} \times \frac{A_I I_t (1+r)^{-T_I}}{R_t (1+r)^{-T_R}} \quad (2)$$

The second key element is time consideration. In HEA, the application of a discount rate reflects the “social rate of time preference, which reflects society’s willingness to shift the

'consumption' of public goods (such as natural resource services) over time" (Dunford et al., 2004, p. 62). As a consequence, it betrays social preference for services produced today rather than tomorrow. In this case, discounting is not applied on the monetary value of ecological services but directly to the biophysical quantity of ecological services. In the case of NRDA procedures, a discount rate of 3% is generally applied and the time reference is usually based on the year of the impact (NOAA, 1997). The same assumption is used for the adapted HEA. The year of reference will be based on the institutional frame and we will calculate all projects on a 25-year period.

The third element is the question of the measurement of the level of ecological services through a specific metric. As it is hard and costly to measure all components of an ecosystem, HEA relies on the use of a metric. Generally, the choice of metric is oriented toward an ecological parameter that is representative of the damaged habitats and/or natural resource. This metric is central in the process as it will be used for the determination of losses resulting from damage and the gain associated to compensatory restoration. Thus HEA results will be very sensitive to this choice (Strange et al., 2002, Vaissiere et al., 2013). As we can see on Table 58, various metrics can be found in literature depending on the type of ecosystems and the targeted services or functions. From the observation of the metric, HEA measures ecosystem services as an estimated percentage. Quantification of gains is conducted in perspective of the level of services on the site of injury in its baseline condition. In the adapted HEA, the idea is to adopt a baseline depending on the institution frame in which the assessment makes sense: the good ecological states for the MSFD or the WFD, the no net loss for the Environmental Liability directive and so on.

Source	Ecosystem	Targeted function or service	Choice of metric
Fonseca et al. (2000); Bell et al. (2008)	Seagrass	Food source, shelter, sediments stabilisation and nutrients cycles	Seagrass density (number of roots per unit of surface)
Strange et al. (2002)	Salt marsh	Primary production	Biomass
		Habitat	Canopy structure of vegetation
		Soil development and biogeochemical cycling	Organic matter
		Support of food chain	Infauna
		Secondary production	Shellfish and fish density
Milon and Dodge (2001)	Coral reef	Habitat	Reef surface
Sperduto et al. (2003)	Seabirds	Bird population	Abundance
Penn and Tomasi (2002)	Salt marsh	Habitat	Qualitative observation, expert judgement and specific species abundance
French McCay and Rowe (2003)	Coastal species	Habitat participation to food web	Primary or secondary production
Cacela et al. (2005)	Estuary	Sediments quality	Toxic element concentration and effects on biota
Bruggeman et al. (2005); Scribner et al. (2005)	Unspecified	Habitat at metapopulation scale	Abundance and genetic variability
Roach and Wade (2006)	Coastal wetlands	Habitat	Establishment of a model to estimate impacts of chemicals
		Damages on wildlife (birds, mammals and reptiles)	

Table 58 - Review of possible metrics for HEA and their associated ecosystem and ecological services in the scientific literature

All these elements are of key importance for the application of the method and they are all taken from observations of the damages on natural resources. Table 59 summarizes how the expansion of HEA has been carried out in order to be applied to other type of institutional frame.

	HEA for compensation	Translation in a broader use
Institutional context	Natural Resource Damage Assessment	Multiple (Water Framework Directive, Marine Strategy Framework Directive, Positive actions, Compensation...)
Actor responsible for restoration	The party responsible of the impact	Multiple (Private investor, public actor, NGO...)
Value of services	Possible use of ratio to frame compensation options	Possible use of ratio to frame restoration options
Choice of metric	Depending on the nature of the impact to compensate	Depending on the nature of the objective for restoration
Baseline for measurement	Initial level of ecological services on impacted site	Reference level of ecological services to produce
Time reference	Time of the impact	Time of the initiation of the restoration planning

Table 59 - Calibration of HEA for the expansion of its use

In this paper we will apply HEA to the valuation of actions of restoration of ecological services in perspective of their institutional objectives. This work will rely on case studies from four sites in France.

## **2.2. Study sites**

Site selection resulted of opportunities resulting from cooperation with a public agency specialized in water and aquatic ecosystem management, the ONEMA (The French National Agency for Water and Aquatic Environments) and Water Agencies. We selected four different case studies in France taking place in different institutional context (Figure 74, Table 60).

	Libellule zone	Environmental measures of Port 2000	Kervigen marsh	Vurpillères stream
Geographical context	Saint-Just and Saint-Nazaire-de-Pézan Pop. 3,068 Languedoc-Roussillon Mediterranean	Le Havre Pop. 300,000 Upper Normandy Oceanic	Châteaulin and Porzay and surrounding communities Pop. 15,000 Brittany Oceanic	Labergement-Sainte-Marie Pop. 1,000 Franche-Comté Continental
Goal of the restoration project	Creating a market for environmental mitigation or natural water treatment system	Acceptance of the ecological impacts coming from the extension of the Port of Le Havre in the Seine estuaries	Avoiding green tides	Ecological restoration of Vurpillères stream
Type of action	Creation of a wetland at the outlet of a sewage treatment plant	Home-birds (shorebirds): creation of an island in the sea, creation of a resting place on dune -Production of mudflats: creation of a meander	Producing a service for assimilative decrease of nitrogen	Restoration of meanders in the stream
Size of projects	1.5 ha	45 ha for the resting place 1.5 ha for the island 300 ha for the meander	22 ha	1.1 km of stream

Table 60 - Presentation of the four case studies



Figure 74 - Location of the four case studies in France

### 3. Results

This part will present the application of HEA to the calculation of the gain of ecological services associated to each of our projects (synthesized in Table 63). As we assert that HEA is a good tool for valuation of a project according to its institutional context and objectives, we will have to synthetically introduce each project.

#### 3.1. Libellule Zone

In 2007, the towns of Saint-Just and Saint-Nazaire-de-Pézan undertook the renovation of their wastewater treatment plant (WWTP). Because of their location in the watershed of a protected Mediterranean lagoon exposed to eutrophication problems (the Or lagoon), partners proposed to create a lagoon system to apply tertiary treatment while securing the rejection of the WWTP. The company in charge offered to support the costs of establishing the lagoon system in exchange for the opportunity to implement the Libellule zone in place of the original project which merely consisted of a pond planted with reeds. This new system, in addition to the initial objectives, included innovative

projects - research program on micro-pollutants, joint production of a rich biodiversity or credit production for wetland and biodiversity offsets - with the view of using this pilot project to develop a market for implementation of Libellule zone. It has been operational since 2009. Part of the water leaving the WWTP reaches a succession of wetland habitats - phytoplankton basin, reed marsh, meandering zone, anastomosing array and free zone - complemented by a humid meadow, an alluvial zone, a brush planted with trees and a sand filter (Figure 75).



Figure 75 - Map of the Libellule zone (Image: Biotope)

As the goal of the project manager of the Libellule zone is the creation of a market for this project, it can be valued in perspective of different objectives corresponding to different institutional contexts that would require implementation of similar projects. On the basis of the data available and the potential targeted markets we can select the elements to calibrate HEA for the calculation of gains of ecological services (Table 61).

If we consider the Libellule zone in the context of the production of a lagoon system for WWTP, it can be valued in perspective of its objective of tertiary treatment. The reason why the project’s initiators decided to implement a constructed wetland in this area was the Or lagoon’s great sensitivity to eutrophication. Thus we can use information taken from monitoring of the Or lagoon for the application of HEA. Data availability on both sites and discussions with local experts led us to choose dissolved oxygen as a metric of the activity of vegetal species, among the major drivers of purification capacity of the Libellule zone. Equation 3 shows the calculation of intensity of restoration

( $R$  in Equation 1), we measured the level of dissolved oxygen at the entrance ( $O_i$ ) and at the exit ( $O_f$ ) of the Libellule zone and in the Or lagoon ( $O_{Or}$ ). Gains valued through HEA are thus measured in perspective of the institutional context in which the project takes place as the enhancement associated to the metrics is measured relatively to the level of the metrics in the Or lagoon. We then calculated the gains using HEA, between the start of the works on WWTP in 2007 and 2032 (on a 25-year period length). We valued an amount of 1.26 DSAYS between 2007 (start of the works on the WWTP) and 2032.

$$R = \frac{O_f - O_i}{O_{Or}} \quad (3)$$

We also valued the project in perspective of other objectives such as offset production or security of the WWTP rejects as presented on Table 61. As a result we obtained 9.57 DSAYS and 6.44 DSAYS for the valuation of Libellule zone in the perspective of offset production for habitat and biodiversity respectively and 6.92 DSAYS in perspective of security of the WWTP rejects.

Objective for valuation	Metrics	Determination of baseline	DSAYs
Tertiary treatment	<u>Dissolved oxygen</u> : Presence of dissolved oxygen is an indication of the chemical activity of vegetal species in water.	Dissolved oxygen in the Or lagoon.	1.26
Offset production (Habitats)	<u>Coverage of hydrophytes</u> : Composite proxy considering surface and deep hydrophytes.	Coverage of 100% of available surface.	9.57
Security of the WWTP rejects	<u>Surface of wetland</u> : The total area occupied by wetland in the entire Libellule zone.	Coverage of 100% of the entire Libellule zone.	6.92
Offset production (biodiversity)	<u>Species richness (odonates)</u> : Indicator of the number of species of dragonflies inventoried on the site	Maximum of species inventoried on one area in France <sup>a</sup> from 1970 to 2006.	6.44

**Table 61 - Application of HEA to measure the environmental gains on the Libellule zone, using different proxys (<sup>a</sup> French society of odonatology, source: INVOD, ESRI)**

As shown in Table 61, valuation using HEA is very sensitive to the choice of assumptions for the calculation of gains (particularly for the metric and the reference state). Each of these assumptions can be disputed, thus there is not much sense in considering these results in absolute values. In this view we propose to discuss these values in perspective of the institutional objectives in which these



projects take place. DSAYs could then be used as a unit for comparing projects in terms of cost efficiency analysis or in multi-criteria analysis.

The implementation of Libellule zone is conducted to create new markets (e.g. market for mitigation of emerging pollutants such as micropollutants) or to propose a new offer on existing markets (e.g. tertiary treatment of water sewage). These markets are characterized by specific performance criteria and can provide good metrics and reference states for projects, as shown in our example of dissolved oxygen. These markets can also be oriented toward the production of wetlands habitat or biodiversity offsets, for which gains should be valued in perspective of potential impacts on similar ecosystems (for more information on emerging markets for biodiversity see Hough and Robertson (2009), McKenney and Kiesecker (2009) or Coggan et al. (2013). In this way, HEA can be an interesting tool as it provides a unit for exchange between compensation bankers and project developers.

### ***3.2. Environmental measures of Port 2000***

The Seine estuary refers to the part of the river that is subject to tidal influence. It is a densely populated region and home to a variety of economic activities. The estuary is characterized by the presence of a high biological diversity (birds, fish, etc.) and included in the Natura 2000 network. It is also protected by the existence of the Nature Reserve of the Seine Estuary. Because of the construction of Port 2000, the Le Havre harbor had to set up two types of environmental measures to offset impacts on local biodiversity: compensatory measures and accompanying measures.

Compensatory measures that focused on the creation of a resting place on dune - a resting area of 45 ha consisting of a basin subject to tidal influence and a large dry area - and an islet resting place - an islet of 5 hectares at low tide which is reduced to 1.5 ha and three smaller islets at high tide (Figure 76). As the objective of the islet is to welcome shorebirds at high tides, we retain the surface of 1.5 ha in all calculations. These measures were designed to compensate for the destruction of a disused deposition chamber which had been colonized by seabirds - particularly shorebird species.

Among the accompanying measures we study a rehabilitation project of mudflats. This project involved the creation of an artificial meander to restore 100 ha of mudflats which had undergone a decrease of their surface area at a rate of 20 hectares per year since 1980.

We applied HEA to value these projects in two different ways, first considering the compensatory measures and second considering accompanying measures.

First we focus on the valuation of the two compensatory measures : the repositories for shorebirds. Valuation of projects using HEA is similar to its initial use in the NRDA framework, with the difference that the impact is not accidental and temporary but authorized and permanent. As a result, the objective for valuation of both repository area and islet is the compensation of loss of

habitat for shorebirds. According to data availability, we used the global population of shorebirds in the estuary as metric. In 1997, objectives were set for compensatory restoration to compensate loss of population of shorebirds due to port development. We used data produced by Wetland International on observation of the evolution of shorebirds population on the estuary (Aulert et al, 2009) between 1985 and 2007. Works of Port 2000 were finished in 2005, we then assume that after this year, all evolution of the shorebird population at the scale of the estuary will be due to compensatory measures. As we do not have available information after 2007, we have to make assumptions on the maturity curve associated to the intensity of restoration. We assume that because of the last adjustment and good management practice, compensation measures will work and that shorebird population will recover its 1997 level in 2011 with a linear growth from 2007 to 2011. We can then calculate the gains associated to both repositories between 2005 and 2030 using HEA, result is of 0.131 DSAYs.

Considering the accompanying measure, the objective of the project is to restore 100 ha of mudflats by an action on 300 ha. Although mudflats didn't appear at the expected place, 60 ha appeared elsewhere, we assume that it is directly linked to the project and use the surface of mudflat as a metric to calculate gains with HEA. According to local observation of Aulert et al. (2009), surface of mudflats appeared is of 45 ha in 2008. We have to make assumptions to reconstitute intensity of restoration in time. Works ended in 2005, as a result we assume that apparition of mudflats started in 2006, letting one year for system stabilization after works. We then assume linear growth between 2006 and 2008 (45 ha) and between 2008 and 2012 (60 ha) and a stabilization of the system in 2012. Calculation of the ecological gains using HEA gave a result of 9.12 DSAYs for the rehabilitation of mudflats.

As we mentioned in the previous part, these two values make no sense in absolute terms, but we can consider them relatively to each project's objectives. In the case of compensatory measures, we can value the temporal loss of services associated to port development (using the loss side of Equation 1). We measured a total loss of 2.16 DSAYs. According to Equation 2 and the quantity of DSAYs associated to the action of compensation, 16.4 ha of additional compensation would be necessary for the compensation of temporal losses. If we rely on the replacement cost principle, as 46.5 ha cost around 9.9 million EUR, we can value the temporal loss of services associated to shorebirds compensation to an additional 3.3 million EUR.



Figure 76 - Aerial view of Port 2000 and the environmental measures accompanying the project (Image: Google Earth - Cnes/Spot Image 2013)

### 3.3. *Kervigen marsh*

The Kervigen marsh is located in the bay of Douarnenez in Brittany. It is a 22-hectares marsh separated from the sea by a coastal dune. It is crossed by the river Kerharo, whose watershed is known for its intensive agriculture. In the 1960s, adjustments were made to drain the swamp for agriculture. This led to the rectification of the river and the raising of the dune. However, agricultural activity ceased in 1975. In 1990, because of the intense exposure of Douarnenez Bay to green tides, Kervigen marsh became the subject of an experiment to take advantage of its performance in purifying nitrates. The success of this experiment led to the acquisition of land from the local government and the establishment of a rehabilitation program: restoration of the dune and diversion of part of the flow of the river into the marsh with the installation of two systems of sluices for water level management (Figure 77).



Figure 77 - Aerial view of Kervigen marsh (Image: Google Earth - DigitalGlobe 2013)

Facing the high purification capacity of the marsh, a broad program of restoration has been included in the nitrate mitigation strategy of the watershed of the Douarneney bay. This program aims at reducing by 50 tons per year the quantity of nitrate in the bay with marsh rehabilitation. We will use this objective for the calibration of HEA for valuation of the Kervigen marsh.

Purification performances of the Kervigen marsh vary between 2 and 4 kg per day per hectare, as the marsh is used 110 days per year (when the water level in river is high enough to allow fish circulation despite deviation in the marsh). Calculation of ecological gains using HEA gave us 0.079 DSAYs and 0.158 DSAYs for performances of 2 and 4 kg per day per hectare respectively.

The strategy of restoration fixes an objective of reduction of 50 tons of nitrate per year, this can be considered as a deficit of ecological services: if nothing is done 100% of services will be lost, corresponding to 18.41 DSAYs between 2012 and 2037. Considering the gains associated to the Kervigen marsh rehabilitation we can propose discussion on the different strategies for restoration of marshes (Table 62). Using HEA we can dimension the need of restoration to reach 50 tons of nitrate reduction. We can see that changing the time limit for the objective will change the total surface of project, because of the application of a discount rate that gives preference for services produced in 2012, rather than later.

Strategy for marsh restoration	Surface to restore per year	Total surface to restore
Objective in 2012	234 ha	234 ha
Objective in 2015	64 ha	254 ha
Objective in 2020	33 ha	294 ha

Table 62 - Dimensioning restoration plan according to different strategy scenario for a selected performance of 2 kg.day<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup>

### 3.4. *Vurpillères stream*

The Vurpillères stream is located in the upper Jura mountains, in the Nature Reserve (NR) of Lake Remoray. It is a little over one kilometer long, supplied by a watershed with no anthropogenic activity. It crosses low marshes and peat lands. In the 1960s, with the aim of draining the marshes for agriculture, the stream was channeled. Without releasing usable land, this rectification resulted in a loss of diversity of habitats and species. When the Nature Reserve was established in 1980, public access to the wetlands was completely banned and in 1997 the first management plan enabled the reserve manager to launch the restoration of Vurpillères stream (Figure 78).

Valuation of this restoration project was conducted using HEA. For calibration of the model we used information on monitoring of small invertebrates of the communities : plecoptera, trichoptera and ephemeroptera. Monitoring on the restored stream was conducted in 1993, 1998, 2002 and 2007 (Redding, 2009). We chose the species' richness of these communities as a metric for the

calculation ; and the number of species at the last observation (2007) as a baseline, assuming that the stream had reached its initial level of services. The application of HEA for the calculation of gains gave 5.79 DSAYs between 1997 date of the project and 2022.

In the same way, we can calculate the loss associated to the channelization of the stream in 1966 with HEA. We obtain a total of 25.95 DSAYs lost. This underlines that the restoration of ecosystems never takes into account the temporal loss associated with past impacts. In the case of Vurpillères stream, compensation of total losses would have implied a project 4.5 times more important.



Figure 78 - Aerial view of the Vurpillères stream (Image Google Earth -GeoEye 2013)



	Libellule zone	Environmental measures of Port 2000		Kervigen marsh	Vurpillères stream
		Mudflats rehabilitation	Repositories		
Objective for valuation	Depending on the targeted market	Creation of 100 ha of mudflat	Ecological neutrality of Port 2000 on the shorebirds in the estuary	Reduction of 50 kg nitrate per year through restoration of marshes	Ecological restoration of the site to its initial state
Metrics	e.g. Dissolved oxygen	Surface of mudflats	Abundance of shorebirds in the estuary	Absorbed nitrate	Species richness
Initial level	State of metric before works	Null	Number of shorebirds before impact	Absorbed nitrate without the marsh	Number of species before restoration
Intensity of restoration	Evolution of metrics during time	Surface of mudflats observed in 2008 and 2012, we assume linear growth between observations	Variation of number of birds from 2005 and return to the baseline in 2010.	Purification performance associated to the latest measures in 2008.	Number of observed species in 1993, 1998, 2002 and 2007, we assume linear growth between observations
Hypothesis on the final level	Management plan maintains level of service to its 2011 state.	Site is stabilised in 2012.	Return to the baseline in 2010.	Management plan maintains performance to its 2008 state.	In 2007, level of service is back to its initial level.
Reference state	Dissolved oxygen in the Or lagoon	Objective of mudflat creation (100 ha)	Number of birds in the estuary in 1997	Nitrate reduction objective (50 tons per year)	Species richness in 2007
Reference date	Beginning of works (2007)	Beginning of works (2005)	Beginning of impact (1997)	Beginning of project (2010)	Start of project (1997)
DSAYs	1.26	9.12	0.131	0.079	5.79

Table 63 - Synthesis of the application of HEA for valuation of actions of restoration of aquatic ecosystems

### 3.5. Comparative results

As we mentioned, results of valuation using expanded HEA do not have much sense in absolute value and must be conducted in comparative terms. Table 64 shows the results of a cost-benefit analysis conducted on the basis of the benefits expressed in DSAYs and the cost per hectare of projects. The cost of the project was determined based on the cost of investment and annual costs associated to management and monitoring (when scheduled). Total costs for the project was calculated over the same time period as the one used for DSAYs calculation, i.e. on a 25 year period.

		Objective	Cost of project (EUR/ha)	DSAYs	Cost/Benefit Ratio (103)
Libellule zone		Market of lagoon systems	1,338,000	1.26	1062
		Offset for biodiversity	1,338,000	6.44	207
Environmental measures of Port 2000	Mudflats rehabilitation	Production of mudflats	77,000	7.589	10
	Repositories	Compensation of shorebirds	213,000	0.21	1014
Kervigen marsh		Mitigation of nitrate	13,600	0.0495	275
Vurpillères stream		Restoration	10,600b	10.38	1

**Table 64 - Comparisons of costs and benefits of projects (<sup>b</sup> Restoration was applied on 1100 meters of the river, piezometric level was improved on riverbanks on a strip of 10 to 20 meters large on each side of the river. We retain a width of 15 meter on each side to calculate the surface impacted by the restoration project)**

## 4. Discussion

HEA can provide a simple tool to clarify the objectives, the means to achieve them and a tool to assess the efficacy of actions to achieve these objectives. It enables us to assess the ecological benefits of alternative restoration programs in biophysical units and to compare them in a strong sustainability way.

### 4.1. Results

Comparison of projects using expanded HEA then raised the question of the substitutability of DSAYs. At the level of investment in natural capital, we can compare projects amongst themselves. Such a comparison means to determine the best investment in ecological services regardless of

location, ecosystem type or institutional frame. In this way, prioritizing investment at constant budget would imply to choose the project with the lowest cost-benefit ratio. In this way, the more interesting project is the restoration of Vurpillères stream (Table 64).

When we introduce more precise considerations, comparison needs to be conducted with caution. Indeed, as we can see on Table 64, the Libellule zone appears to be the worst project when we consider its benefits in perspective of tertiary treatment of WWTP, whereas it becomes a more interesting investment than bird repositories when we consider its benefits in perspective of offset production for biodiversity. In the same way projects are implemented on specific location, restricting investment to a specific area narrows the set of solution. In this way, the question of the best investment on the Seine estuary would lead to prefer mudflats rehabilitation over bird repositories restoration (Table 64). These issues are related to methodological assumptions that need to be discussed.

## **4.2. Methodology**

As mentioned earlier, the HEA methodology relies on key assumptions that need to be discussed in perspective of our proposal for expansion of its use.

First, the value of ecological services is supposed to be constant over time, which might be true for short periods but is more difficult to argue for longer periods as retained by HEA (Zafonte and Hampton, 2007). The question of constant value is also asked regarding the spatial dimension. We have considered this same assumption for our calculation.

Second, HEA applied a discount rate to the ecological services in order to integrate the human time preference for the present. There is an extended literature discussing the problems regarding discount rates and proposing modifications and alternatives (Henderson and Bateman, 1995 ; Weitzmann, 1998 ; Frederick et al., 2002; Young and Hatton McDonald, 2006). As a result, since the time reference is the year of impact, projects implemented earlier have a greater value. In the context of our extended approach, this can raise issues. For example in the case of the use of HEA to value production of biodiversity offset, a project implemented before impacts could accumulate enough ecological services to compensate impacts on larger area which seems to be the opposite of the objective of the legislation.

Third, HEA allows the application of a ratio, which can be applied to illustrate preference for some action over another (Levrel et al., 2012b) or to weight on the location of compensation regarding the location of the impact. We have not applied any ratio in our calculations, but application of HEA in a decision procedure could consider application of ratio. For example, in the case of the meander, we stated that restoration outcome did not



appear at the expected location. A ratio could be applied to underline the inadequacy of the outcomes to the institutional frame and to decrease the value of the project's benefits.

Fourth, the quantity of DSAYs we calculated using HEA is heavily dependent of the choice of metrics (Strange et al., 2002). This is part of the strength of HEA into the NRDA framework, it allows to focus discussion on the choice of the metrics. Adoption of HEA resulted from a will of simplification of the calculation of costs since previously, the complexity and opacity of calculations systems limited implementation of compensation measures.

Fifth, we note that calculation of DSAYs relies on assumptions about the maturity function or the observation of metrics. All assumptions on the value of the metrics explicitly stated in this paper were conducted according to data availability but only rely on authors' arbitration. In its genuine use HEA relies on a more participatory process which helps reduce uncertainty accumulated through assumptions.

All these elements are associated to the fact that the HEA is usually integrated into a specific procedure of decision: the NRDA. This procedure gives a framework for the use of HEA and justifies all the conventions associated to the calibration of the assumptions of the model. Our work only consisted in an exploratory application of the tool. Although results seem interesting, it is now impossible to conclude toward the good integration of HEA into a specific decision process.

### **4.3. *What place for this new tool?***

The objective of this paper is to discuss the perspective of expanding the use of the HEA to value in biophysical terms the benefits of investment in aquatic ecosystems in perspective of their institutional objectives.

In the end we obtained for each of our study sites a quantity of DSAYs calculated considering the institutional objective of every action. As we mentioned, this quantity of DSAYs has no meaning in absolute terms, it has to be considered in relative terms. In this view valuation with HEA can be used in 3 ways:

- (1) *ex ante* to size an action in order to produce the exact quantity of ecological services required;
- (2) *ex ante* to help the arbitration between several projects in order to choose the most adapted project under a specific context;
- (3) *ex post* to illustrate the benefits of an action under a specific context.

Our proposition is strongly rooted toward the consideration of institutions as they constitute the frame of reference for valuation. Thus we can only discuss the results of valuation using HEA under the objective fixed by the relevant institutions. A restoration project that doesn't meet its objective when implemented for a specific purpose can't be considered as more valuable even if it has a more

important monetary value. In this way, the valuation of restoration projects in biophysical terms shows some advantages as it doesn't meet the usual critics addressed to monetary valuation and can thus be a good complement.

Institutional economics considers several obstacles to monetary valuation that can be overcome using biophysical indicators. Vatn and Bromley (1994) described three major obstacles to monetary valuation: cognition problem, incongruity problem and composition problem.

The cognition problem refers to the impossibility for humans to achieve perfect knowledge, which can lead to disregarding some valuable attributes. The use of biophysical indicators can minimize this risk as it carries in itself attributes associated to the functioning of ecosystem.

The incongruity problem relates to the fact that different attributes of natural capital assets can be incompatible with each other in the assessor's mind. For example, increasing filtration capacity can sometimes be at odds with biodiversity conservation when management implies mowing during nesting period (e.g. from Kervigen marsh). Valuing a project in perspective of its institutional objective can help overcome these issues as it helps ranking these attributes.

Finally, the composition problem is associated to the fact that "the value of individual ecosystem components should not be derived from their perceived utility to humans but rather from their functional contribution to maintaining the integrity of the whole system" (Rees et al., 2007, p 230). This echoes our objective to use biophysical indicator to value an ecosystem toward the achievement of a broader objective.

Our proposition of tool follows the path of scientists from different origins involved in environmental management issues, who promote integrative approaches crossing ecology, economics and institutional analysis. Such as those of the Natural Capital Project founded on the use of multi-criteria analysis and biophysical indicators to provide guidance for investment in natural capital (Goldstein et al., 2008 ; Nelson et al., 2009), the approach of the Restoration of Natural Capital (Aronson et al., 2007) and the Ecological Footprint (Wackernagel et al., 1999) that recognize structural and cognitive barriers to investment in natural capital that can be overcome using valuation in physical terms (Wackernagel and Rees, 1997).

The expansion of HEA as a new ecological services valuation tool is in full agreement with those authors and offers a new tool to improve guidance for investment in natural capital through restoration of aquatic ecosystems. A deeper analysis of the fundamental assumptions of the model can also enlighten concrete dimensions of strong sustainable development: the time dimension, the space dimension, the human power dimension (action for investment), the indicator dimension and the institutional dimension (procedure and governance). If the first four are already the subject of an

extended research both generally and especially for HEA, the last dimension still needs some development specifically regarding the procedure associated to the application of the HEA in a concrete decision context that would go over its genuine use.

### ***Acknowledgment***

The authors thank the French National Agency for Water and Aquatic Ecosystems (partnership Onema - Ifremer 2011) for their support in organizing this work. Thanks are also addressed to all the people interviewed for this work.

### ***References***

Cf. PARTIE V - Bibliographie

## PARTIE V

### BIBLIOGRAPHIE

Agrawal, A., 2003. « Sustainable Governance of Common-Pool Resources: Context, Methods, and Politics », *Annual Review of Anthropology*, 32, 243–262.

Amigues, J.-P. et Chevassus-Au-Louis, B., 2011. *Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels*, Comprendre pour Agir, ONEMA.

Aronson, J., Blignaut, J.N., Milton, S.J., Le Maitre, D., Esler, K.J., Limouzin, A., Fontaine, C., de Wit, M.P., Mugido, W., Prinsloo, P., van der Elst, L. et Lederer, N., 2010. « Are Socioeconomic Benefits of Restoration Adequately Quantified? A Meta-analysis of Recent Papers (2000-2008) in Restoration Ecology and 12 Other Scientific Journals », *Restoration Ecology*, 18, 143–154. doi:10.1111/j.1526-100X.2009.00638.x

Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovalle, C. et Pontanier, R., 1993. « Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South », *Restoration Ecology*, 1, 8–17. doi:10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x

Aronson, J., Milton, S. et Blignaut, J., 2007. *Restoring natural capital: science, business, and practice*, Island Press.

Arrow, K.J. et Debreu, G., 1954. « Existence of an Equilibrium for a Competitive Economy », *Econometrica*, 22, 265–290. doi:10.2307/1907353

Aznar, O., Jeannaux, P. et Déprès, C., 2009. « Les services environnementaux de l'agriculture : entre logique de compensation et de prestation », Communication aux 3èmes journées de recherche en sciences sociales, INRA-SFER-CIRAD.

Aznar, O. et Perrier-Cornet, P., 2003. « Les services environnementaux dans les espaces ruraux Une approche par l'économie des services », *Économie rurale*, 273, 153–168. doi:10.3406/ecoru.2003.5396

Balmford, A. et Bond, W., 2005. « Trends in the state of nature and their implications for human well-being », *Ecology Letters*, 8, 1218–1234. doi:10.1111/j.1461-0248.2005.00814.x

Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K. et Turner, R.K., 2002. « Economic Reasons for Conserving Wild Nature », *Science*, 297, 950–953. doi:10.1126/science.1073947

Barbier, E.B., 2011. « Wetlands as natural assets », *Hydrological Sciences Journal*, 56, 1360–1373. doi:10.1080/02626667.2011.629787

Barbier, E.B., Baumgärtner, S., Chopra, K., Costello, C., Duraiappah, A., Hassan, R., Kinzig, A., Lehmann, M., Pascual, U., Polasky, S. et Perrings, C., 2009. « The valuation of ecosystem services » in:

Naeem, S., Bunker, D. E., Hector, A., Loreau, M. and Perrings, C. (Eds.), *Biodiversity, Ecosystem Functioning, and Human Well Being*, Oxford University Press, Oxford and New York, pp. 248–262.

Barendregt, A., Stam, S.M.E. et Wassen, M.J., 1992. « Restoration of fen ecosystems in the Vecht River plain: cost-benefit analysis of hydrological alternatives », *Hydrobiologia*, 233, 247–259. doi:10.1007/BF00016113

Barker, T., Kram, T., Oberthür, S. et Voogt, M., 2001. « The Role of EU Internal Policies in Implementing Greenhouse Gas Mitigation Options to Achieve Kyoto Targets », *International Environmental Agreements*, 1, 243–265. doi:10.1023/A:1010133423451

Barnard, C., 1938. *The Functions of the Executive*, Harvard, Cambridge.

Bartelmus, P., 2009. « The cost of natural capital consumption: Accounting for a sustainable world economy », *Ecological Economics*, 68, 1850–1857. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.12.011

Bas, A. et Gaubert, H., 2010. « La directive “Responsabilité environnementale” et ses méthodes d'équivalence », Études & documents n°19 du CGDD.

Bass, T., Thornber, K., Markopoulos, M., Roberts, S., Grieg-Gran, M., 2001. *Certification's impacts on forests, stakeholders and supply chains: instruments for sustainable private sector forestry series*, International Institute for Environment and Development, London.

Baudry, B., 1995. *L'économie des relations interentreprises*, Repères, La Découverte, Paris.

Bayon, R., 2004. *Making environmental markets work: lessons from early experience with sulfur, carbon, wetlands, and other related markets*. Forest Trends, Katoomba Group Meeting in Locarno, Switzerland, 2003.

Bekessy, S.A., Wintle, B.A., Lindenmayer, D.B., McCarthy, M.A., Colyvan, M., Burgman, M.A. et Possingham, H.P., 2010. « The biodiversity bank cannot be a lending bank », *Conservation Letters*, 3, 151–158.

Bell, S.S., Tewfik, A., Hall, M.O. et Fonseca, M.S., 2008. « Evaluation of Seagrass Planting and Monitoring Techniques: Implications for Assessing Restoration Success and Habitat Equivalency », *Restoration Ecology*, 16, 407–416. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x

Benayas, J.M.R., Newton, A.C., Diaz, A. et Bullock, J.M., 2009. « Enhancement of Biodiversity and Ecosystem Services by Ecological Restoration: A Meta-Analysis », *Science*, 325, 1121–1124. doi:10.1126/science.1172460

BenDor, T.K., Riggsbee, J.A. et Doyle, M., 2011. « Risk and Markets for Ecosystem Services », *Environmental Science & Technology*, 45, 10322–10330. doi:10.1021/es203201n

Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., Allan, J.D., Alexander, G., Barnas, K., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C., Follstad-Shah, J., Galat, D., Gloss, S., Goodwin, P., Hart, D., Hassett, B., Jenkinson, R., Katz, S., Kondolf, G.M., Lake, P.S., Lave, R., Meyer, J.L., O'Donnell, T.K., Pagano, L., Powell, B. et Sudduth,

E., 2005. « Synthesizing U.S. River Restoration Efforts », *Science*, 308, 636–637. doi:10.1126/science.1109769

Billé, R., Laurans, Y., Mermet, L., Pirard, R. et Rankovic, A., 2011. « À quoi servent les évaluations économiques de la biodiversité ? » *Ecorev*, 38, 48–54.

Bithas, K., 2011. « Sustainability and externalities: Is the internalization of externalities a sufficient condition for sustainability? », *Ecological Economics*, 70, 1703–1706. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.05.014

Blignaut, J., Mander, M., Schulze, R., Horan, M., Dickens, C., Pringle, C., Mavundla, K., Mahlangu, I., Wilson, A., McKenzie, M. et McKean, S., 2010. « Restoring and managing natural capital towards fostering economic development: Evidence from the Drakensberg, South Africa », *Ecological Economics*, 69, 1313–1323.

Bonnieux, F. et LeGoffe, P., 1997. « Valuing the benefits of landscape restoration: A case study of the Cotentin in Lower-Normandy, France », *Journal of Environmental Management*, 50, 321–333.

Bontems, P., Rotillon, G., 2007. *L'économie de l'environnement*, Repères, La Découverte, Paris.

Borsje, B.W., van Wesenbeeck, B.K., Dekker, F., Paalvast, P., Bouma, T.J., van Katwijk, M.M. et de Vries, M.B., 2011. « How ecological engineering can serve in coastal protection », *Ecological Engineering*, 37, 113–122. doi:10.1016/j.ecoleng.2010.11.027

Braat, L. et ten Brink, P., 2008. « The Cost of Policy Inaction: The case of not meeting the 2010 biodiversity target », *Report to the European Commission*, May 29.

Brander, L.M., Florax, R.J.G.M. et Vermaat, J.E., 2006. « The Empirics of Wetland Valuation: A Comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the Literature », *Environmental and Resource Economics*, 33, 223–250. doi:10.1007/s10640-005-3104-4

Brastrup, T.J., 2001. « Knife Lake and Knife River rehabilitation project ». *American Fisheries Society*, 9–28.

Bräuer, I., Gerdes, H., Chiabai, A., Nunes, P., Kirchholtes, U., Rayment, M. et ten Brink, P., 2008. *Annex I, The valuation database; Chapter 6: The cost of policy inaction – in monetary terms*, Report to the European Commission.

Brown, S.C. et Veneman, P.L.M., 2001. « Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachusetts, USA », *Wetlands*, 21, 508–518. doi:10.1672/0277-5212(2001)021[0508:EOCWMI]2.0.CO;2

Bruggeman, D.J., Jones, M.L., Lupi, F., Scribner, K.T., 2005. « Landscape equivalency analysis: Methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits », *Environmental Management*, 36, 518–534.

Buchanan, J.M., 1965. « An Economic Theory of Clubs », *Economica*, 32, 1–14.

Burgin, S., 2008. « BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation », *Biodiversity and Conservation*, 17, 807–816. doi:10.1007/s10531-008-9319-2

Burlington, L., 2002. « An Update on Implementation of Natural Resource Damage Assessment and Restoration under OPA », *Spill Science & Technology Bulletin*, 7, 23–29. doi:10.1016/S1353-2561(02)00064-6

Busch, K.E., Golden, R.R., Parham, T.A., Karrh, L.P., Lewandowski, M.J., Naylor, M.D., 2010. « Large-Scale *Zostera marina* (eelgrass) Restoration in Chesapeake Bay, Maryland, USA. Part I: A Comparison of Techniques and Associated Costs », *Restoration Ecology*, 18, 490–500. doi:10.1111/j.1526-100X.2010.00690.x

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, 1164 – 1168. doi:10.1126/science.1187512

Cacela, D., Lipton, J., Beltman, D., Hansen, J. et Wolotira, R., 2005. « Associating Ecosystem Service Losses with Indicators of Toxicity in Habitat Equivalency Analysis », *Environmental Management*, 35, 343–351. doi:10.1007/s00267-004-4117-4

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, 59–67. doi:10.1038/nature11148

Carney, L.T., Waaland, J.R., Klinger, T. et Ewing, K., 2005. « Restoration of the bull kelp *Nereocystis luetkeana* in nearshore rocky habitats », *Marine Ecology-Progress Series*, 302, 49–61.

Carpenter, S. et Brock, W.A., 2008. « Adaptive Capacity and Traps », *Ecology and Society*, 13, 1–16.

Carpenter, S.R., Mooney, H.A., Agard, J., Capistrano, D., DeFries, R.S., Díaz, S., Dietz, T., et al., 2009. « Science for managing ecosystem services: Beyond the Millennium Ecosystem Assessment », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 106, 1305 –1312. doi:10.1073/pnas.0808772106

CBD, 2011. *Conference of the Parties Decision X/2: Strategic plan for biodiversity, 2011–2020*.

Chabran, F. et Napoléone, C., 2013. « Les conditions du développement des banques d'actifs naturels en France », *Développement durable et territoires*, 3.

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, 399p.

Clewell, A.F. et Aronson, J., 2010. *La restauration écologique: Principes, valeurs et structure d'une profession émergente*, Actes Sud.

Coase, R.H., 1937. « The Nature of the Firm », *Economica*, 4, 386–405. doi:10.1111/j.1468-0335.1937.tb00002.x

- Coase, R.H., 1960. « The Problem of Social Cost », *Journal of Law and Economics*, 3, 1–44.
- Coase, R.H., 2000. « The Acquisition of Fisher Body By General Motors », *The Journal of Law and Economics*, 43, 15–32. doi:10.1086/467446
- Coggan, A., Buitelaar, E., Whitten, S. et Bennett, J., 2013. « Factors that influence transaction costs in development offsets: Who bears what and why? », *Ecological Economics*, 88, 222–231. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.007
- Coggan, A., Whitten, S.M. et Bennett, J., 2010. « Influences of transaction costs in environmental policy », *Ecological Economics*, 69, 1777–1784. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.04.015
- Cole, D.H., 2002. *Pollution and Property: Comparing Ownership Institutions for Environmental Protection*, Cambridge University Press.
- Cornes, R. et Sandler, T., 1983. « On Commons and Tragedies », *The American Economic Review*, 73, 787–792.
- Costanza, R., 2008. « Ecosystem services: Multiple classification systems are needed », *Biological Conservation*, 141, 350–352. doi:10.1016/j.biocon.2007.12.020
- Costanza, R., d'Arge, R., Groot, R. de, Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R.V., Paruelo, J., Raskin, R.G., Sutton, P. et van den Belt, M., 1997. « The value of the world's ecosystem services and natural capital », *Nature*, 387, 253–260. doi:10.1038/387253a0
- Costanza, R. et Daly, H.E., 1992. « Natural Capital and Sustainable Development », *Conservation Biology*, 6, 37–46. doi:10.1046/j.1523-1739.1992.610037.x
- Cox, M., Arnold, G. et Tomás, S.V., 2010. « A Review of Design Principles for Community-based Natural Resource Management », *Ecology & Society*, 15, 1–19.
- Crocker, K.J. et Masten, S.E., 1996. « Regulation and administered contracts revisited: Lessons from transaction-cost economics for public utility regulation », *Journal of Regulatory Economics*, 9, 5–39. doi:10.1007/BF00134817
- Dahlman, C.J., 1979. « The Problem of Externality », *Journal of Law and Economics*, 22, 141–162.
- Daily, G.C., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*, Island Press.
- Daily, G.C., Polasky, S., Goldstein, J., Kareiva, P.M., Mooney, H.A., Pejchar, L., Ricketts, T.H. et al., 2009. « Ecosystem services in decision making: time to deliver », *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 21–28. doi:10.1890/080025
- Darwin, C., 1859. *On the origin of species by means of natural selection or the preservation of favoured races in the struggle for life*. John Murray, London.
- Dasgupta, P., Levin, S. et Lubchenco, J., 2000. « Economic Pathways to Ecological Sustainability », *BioScience*, 50, pp. 339–345.
- Dasgupta, P. et Serageldin, I., 2001. « Social Capital: A Multifaceted Perspective », World Bank Publications.



Davis, L. et North, D., 1970. « Institutional Change and American Economic Growth: A First Step Towards a Theory of Institutional Innovation », *The Journal of Economic History*, 30, 131–149. doi:10.1017/S0022050700078633

De Groot, R.S., Blignaut, J., Van Der Ploeg, S., Aronson, J., Elmqvist, T. et Farley, J., 2013. « Benefits of Investing in Ecosystem Restoration », *Conservation Biology*, 27, 1286–1293. doi:10.1111/cobi.12158

Denisoff, C. et Urban, D., 2012. « Evaluating the Success of Wetland Mitigation Banks », *National Wetlands Newsletter*.

Derycke, P. et Gilbert, G., 1988. *Économie publique locale*, Economica, Paris.

Dorrrough, J., Vesk, P.A. et Moll, J., 2008. « Integrating ecological uncertainty and farm-scale economics when planning restoration », *Journal of Applied Ecology*, 45, 288–295. doi:10.1111/j.1365-2664.2007.01420.x

Ducos, G. et Dupraz, P., 2007. « The Asset Specificity Issue in the Private Provision of Environmental Services: Evidence from Agri-Environmental Contracts », Working paper, INRA, Rennes.

Dumax, N., 2009. *Les mesures de compensation: un indicateur du coût environnemental*, Thèse en sciences économiques, Université de Strasbourg, 297p

Dumax, N. et Rozan, A., 2011. « Using an adapted HEP to assess environmental cost », *Ecological Economics*, 72, 53–59. doi:10.1016/j.ecolecon.2011.09.020

Dunford, R.W., Ginn, T.C. et Desvousges, W.H., 2004. « The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments », *Ecological Economics*, 48, 49–70. doi:10.1016/j.ecolecon.2003.07.011

Ehrlich, P.R. et Mooney, H.A., 1983. « Extinction, Substitution, and Ecosystem Services », *BioScience*, 33, 248–254. doi:10.2307/1309037

Ekins, P., Simon, S., Deutsch, L., Folke, C. et De Groot, R., 2003. « A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability », *Ecological Economics*, 44, 165–185. doi:10.1016/S0921-8009(02)00272-0

Eklund, A., 1999. « Transaction costs of the Swedish agri-environmental program ». *Report - Swedish University of Agricultural Sciences (SLU)*, Department of Economics, Sweden.

El Serafy, S., 1989. « The proper calculation of income from depletable natural resources », in: Ahmad Y.J., El Serafy S. et Lutz E., *Environmental Accounting for Sustainable Development*, Washington, D.C., 10–18.

Elliman, K. et Berry, N., 2007. « Protecting and restoring natural capital in New York City's Watersheds to safeguard water », in: Aronson, J., Milton, S. et Blignaut, J.N., *Restoring Natural Capital, Science, Business, and Practice*, Washington, D.C., pp. 208–215.

- Etchart, G., 1995. « Mitigation banks: A strategy for sustainable development », *Coastal Management*, 23, 223–237. doi:10.1080/08920759509362267
- Falconer, K., Dupraz, P. et Whitby, M., 2001. « An Investigation of Policy Administrative Costs Using Panel Data for the English Environmentally Sensitive Areas », *Journal of Agricultural Economics*, 52, 83–103. doi:10.1111/j.1477-9552.2001.tb00911.x
- Falconer, K. et Saunders, C., 2002. « Transaction costs for SSSIs and policy design », *Land Use Policy*, 19, 157–166. doi:10.1016/S0264-8377(02)00007-8
- Falk, D.A., Palmer, M.A. et Zedler, J.B., 2006. « Foundations of restoration ecology », Island Press, Washington, D.C.
- Farley, J. et Costanza, R., 2010. « Payments for ecosystem services: From local to global », *Ecological Economics*, 69, 2060–2068. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.06.010
- Fernandez, L., 1999. « An analysis of economic incentives in wetlands policies addressing biodiversity », *Science of the Total Environment*, 240, 107–122.
- Fisher, B., Turner, K., Zylstra, M., Brouwer, R., Groot, R.D., Farber, S., Ferraro, P., et al., 2008. « Ecosystem Services and Economic Theory: Integration for Policy-Relevant Research », *Ecological Applications*, 18, 2050–2067.
- Fisher, B. et Turner, R., 2008. « Ecosystem services: Classification for valuation », *Biological Conservation*, 141, 1167–1169. doi:10.1016/j.biocon.2008.02.019
- Fisher, B., Turner, R.K. et Morling, P., 2009. « Defining and classifying ecosystem services for decision making », *Ecological Economics*, 68, 643–653. doi:10.1016/j.ecolecon.2008.09.014
- Fletcher, T.D., Walsh, C.J., Bos, D., Nemes, V., RossRakesh, S., Prosser, T., Hatt, B. et Birch, R., 2011. « Restoration of stormwater retention capacity at the allotment-scale through a novel economic instrument ». *Water Science & Technology*, 64, 494. doi:10.2166/wst.2011.184
- Flores, N.E. et Thacher, J., 2002. « Money, Who Needs It? Natural Resource Damage Assessment », *Contemporary Economic Policy*, 20, 171–178. doi:10.1093/cep/20.2.171
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. et Holling, C.S., 2004. « Regime Shifts, Resilience, and Biodiversity in Ecosystem Management », *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 35, 557–581.
- Fonseca, M., Julius, B.E. et Kenworthy, W., 2000. « Integrating biology and economics in seagrass restoration: How much is enough and why? », *Ecological Engineering*, 15, 227–237.
- Fox, H.E., Mous, P.J., Pet, J.S., Muljadi, A.H., Caldwell, R.L., 2005. « Experimental assessment of coral reef rehabilitation following blast fishing », *Conservation Biology*, 19, 98–107.
- Frederick, S., Loewenstein, G., O'Donoghue, T., 2002. « Time Discounting and Time Preference: A Critical Review », *Journal of Economic Literature*, 40, 351–401. doi:10.1257/002205102320161311

French McCay et D., Rowe, J., 2003. « Habitat restoration as mitigation for lost production at multiple trophic levels », *Marine Ecology-Progress Series*, 264, 233–247.

Frimpong, E.A., Lee, J.G. et Sutton, T.M., 2006. « Cost effectiveness of vegetative filter strips and instream half-logs for ecological restoration », *Journal of the American Water Resources Association*, 42, 1349–1361.

Froger, G., Méral, P., Coq, J.-F.L., Aznar, O., Boisvert, V., Caron, A. et Antona, M., 2012. « Regards croisés de l'économie sur les services écosystémiques et environnementaux », *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*. doi:10.4000/vertigo.12900

Fry, J., Coan, M., Homer, C., Meyer, D. et Wickham, J., 2009. *Completion of the National Land Cover Database (NLCD) 1992–2001 Land Cover Change Retrofit*. U.S. Geological Survey Open-File Report 2008–1379, 18 p.

Gadrey, J., 2000. « The characterization of goods and services: an alternative approach », *Review of Income and Wealth*, 46, 369–387. doi:10.1111/j.1475-4991.2000.tb00848.x

Galik, C.S., Cooley, D.M. et Baker, J.S., 2012. « Analysis of the production and transaction costs of forest carbon offset projects in the USA », *Journal of Environmental Management*, 112, 128–136. doi:10.1016/j.jenvman.2012.06.045

GAO (Government Accountability Office), 2005. *Corps of Engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring*. Report GAO-05-898. GAO, Washington DC.

Garbisch, E.W. et Garbisch, J.L., 1994. « Control of upland bank erosion through tidal marsh construction on restored shores: Application in the maryland portion of Chesapeake Bay », *Environmental Management*, 18, 677–691. doi:10.1007/BF02394633

Garrick, D., Whitten, S.M. et Coggan, A., 2013. « Understanding the evolution and performance of water markets and allocation policy: A transaction costs analysis framework », *Ecological Economics* 88, 195–205. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.010

George, M.R., Brown, J.R. et Clawson, W.J., 1992. « Application of Nonequilibrium Ecology to Management of Mediterranean Grasslands », *Journal of Range Management*, 45, 436–440. doi:10.2307/4002898.

Ghertman, M., 2003. « Oliver Williamson et la Théorie des Coûts de Transaction », *Revue française de gestion*, 1, 43–63.

Gibbons, P. et Lindenmayer, D.B., 2007. « Offsets for land clearing: No net loss or the tail wagging the dog? », *Ecological Management & Restoration*, 8, 26–31. doi:10.1111/j.1442-8903.2007.00328.x

Gilman, E. et Ellison, J., 2007. « Efficacy of alternative low-cost approaches to mangrove restoration, American Samoa », *Estuaries and Coasts*, 30, 641–651.

Goforth, G.F., 2001. « Surmounting the engineering challenges of Everglades restoration », *Water Science and Technology*, 44, 295–302.

Goldberg, V.P., 1980. « Relational exchange economics and complex contracts », *American Behavioral Scientist*, 23, 337–352.

Goldstein, J.H., Pejchar, L. et Daily, G.C., 2008. « Using return-on-investment to guide restoration: a case study from Hawaii », *Conservation Letters*, 1, 236–243. doi:10.1111/j.1755-263X.2008.00031.x

Golley, F.B., 1991. « The ecosystem concept: A search for order », *Ecological Research*, 6, 129–138. doi:10.1007/BF02347157

Gómez-Baggethun, E., de Groot, R., Lomas, P.L. et Montes, C., 2010. « The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes », *Ecological Economics*, 69, 1209–1218. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.007

Gregalis, K.C., Powers, S.P. et Heck, K.L., 2008. « Restoration of oyster reefs along a bio-physical gradient in Mobile Bay, Alabama », *Journal of Shellfish Research*, 27, 1163–1169.

Gren, I.-M., 1995. « Costs and benefits of restoring wetlands: two Swedish case studies », *Ecological Engineering*, 4, 153–162. doi:10.1016/0925-8574(94)00043-5

Grossman, S.J. et Hart, O.D., 1986. « The Costs and Benefits of Ownership: A Theory of Vertical and Lateral Integration », *Journal of Political Economy*, 94, 691–719.

Guerrien, B. et Gun, O., 2012. *Dictionnaire d'analyse économique*, Grands Repères, La Découverte, Paris.

Gustafsson, B., 1998. « Scope and limits of the market mechanism in environmental management », *Ecological Economics*, 24, 259–274. doi:10.1016/S0921-8009(97)00147-X

Gutrich, J.J. et Hitzhusen, F.J., 2004. « Assessing the substitutability of mitigation wetlands for natural sites: estimating restoration lag costs of wetland mitigation », *Ecological Economics*, 48, 409–424. doi:10.1016/j.ecolecon.2003.10.019

Hanski, I., 1998. « Metapopulation dynamics », *Nature*, 396, 41–49. doi:10.1038/23876

Hardin, G., 1968. « The Tragedy of the Commons », *Science*, 162, 1243–1248.

Hart, O., 1995. *Firms, Contracts, and Financial Structure*. Oxford University Press.

Hayek, F.A., 1945. « The Use of Knowledge in Society », *The American Economic Review*, 35, 519–530.

Heal, G.M., 2000. *Nature and the marketplace: capturing the value of ecosystem services*. Island Press, 228.

Henderson, N. et Bateman, I., 1995. « Empirical and public choice evidence for hyperbolic social discount rates and the implications for intergenerational discounting », *Environmental and Resource Economics*, 5, 413–423. doi:10.1007/BF00691577

Hilderbrand, R.H., Watts, A.C. et Randle, A.M., 2005. « The Myths of Restoration Ecology », *Ecology And Society*, 10, 19.

Hoang Tri, N., Adger, W., Kelly, P., 1998. « Natural resource management in mitigating climate impacts: the example of mangrove restoration in Vietnam », *Global Environmental Change*, 8, 49–61. doi:10.1016/S0959-3780(97)00023-X

Hoffmann, M., Hilton-Taylor, C., Angulo, A., Böhm, M., Brooks, T.M., Butchart, S.H.M., Carpenter, K.E., et al., 2010. « The Impact of Conservation on the Status of the World's Vertebrates », *Science*, 330, 1503 –1509. doi:10.1126/science.1194442

Holl, K.D. et Howarth, R.B., 2000. « Paying for restoration », *Restoration Ecology* 8, 260–267.

Holmes, T.P., Bergstrom, J.C., Huszar, E., Kask, S.B. et Orr III, F., 2004. « Contingent valuation, net marginal benefits, and the scale of riparian ecosystem restoration », *Ecological Economics*, 49, 19–30. doi:10.1016/j.ecolecon.2003.10.015

Hough, P., Robertson, M., 2008. « Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means », *Wetlands Ecology and Management*, 17, 15–33. doi:10.1007/s11273-008-9093-7

Huang, J.C., Mitsch, W.J. et Zhang, L., 2009. « Ecological restoration design of a stream on a college campus in central Ohio », *Ecological Engineering*, 35, 329–340.

Irving, A.D., Tanner, J.E., Seddon, S., Miller, D., Collings, G.J., Wear, R.J., Hoare, S.L. et Theil, M.J., 2010. « Testing alternate ecological approaches to seagrass rehabilitation: links to life-history traits », *Journal of Applied Ecology*, 47, 1119–1127.

Jia, H.F., Dong, N. et Ma, H.T., 2010. « Evaluation of aquatic rehabilitation technologies for polluted urban rivers and the case study of the Foshan Channel », *Frontiers of Environmental Science & Engineering, in China* 4, 213–220.

Jones, C. et Pease, K., 1997. « Restoration-based compensation measures in natural resource liability statutes », *Contemporary Economic Policy*, 15, 111–122.

Jones, H.P. et Schmitz, O.J., 2009. « Rapid Recovery of Damaged Ecosystems », *PLoS ONE*, 4, e5653. doi:10.1371/journal.pone.0005653

Jones, K. et Hanna, E., 2004. « Design and implementation of an ecological engineering approach to coastal restoration at Loyola Beach, Kleberg County, Texas », *Ecological Engineering*, 22, 249–261.

Julius, B.E., Iliff, J.W., Wahle, C.M., Hudson, J.H. et Zobrist, E.C., 1995. *Natural Resource Damage Assessment M/V Miss Beholden Grounding Site, Western Sambo Reef, FKNMS, March 13, 1993*, Damage Assessment Center, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.

Kanbur, R., 2003. « Development economics and the compensation principle », *International Social Science Journal*, 55, 27–35. doi:10.1111/1468-2451.5501003

Kelaker, B.P., Levinton, J.S., Oomen, J., Allen, B.J. et Wong, W.H., 2003. « Changes in benthos following the clean-up of a severely metalpolluted cove in the Hudson River estuary: Environmental restoration or ecological disturbance? », *Estuaries*, 26, 1505–1516. doi:10.1007/BF02803659

Kentula, M.E., Sifneos, J.C., Good, J.W., Rylko, M. et Kunz, K., 1992. « Trends and patterns in section 404 permitting requiring compensatory mitigation in Oregon and Washington, USA », *Environmental Management*, 16, 109–119. doi:10.1007/BF02393913

King, D. et Herbert, L., 1997. « The fungibility of wetlands », *National Wetlands Newsletter*, 19, 10–13.

Kivaisi, A.K., 2001. « The potential for constructed wetlands for wastewater treatment and reuse in developing countries: a review », *Ecological Engineering*, 16, 545–560. doi:10.1016/S0925-8574(00)00113-0

Klein, B., 1980. « Transaction Cost Determinants of “Unfair” Contractual Arrangements », *The American Economic Review*, 70, 356–362.

Klein, B., Crawford, R.G. et Alchian, A.A., 1978. « Vertical Integration, Appropriable Rents, and the Competitive Contracting Process », *Journal of Law and Economics*, 21, 297–326.

Kristensen, E.A., Baattrup-Pedersen, A., Jensen, P.N., Wiberg-Larsen et P., Friberg, N., 2012. « Selection, implementation and cost of restorations in lowland streams: A basis for identifying restoration priorities », *Environmental Science & Policy*, 23, 1–11. doi:10.1016/j.envsci.2012.06.013

Kroeger, T. et Casey, F., 2007. « An assessment of market-based approaches to providing ecosystem services on agricultural lands », *Ecological Economics*, 64, 321–332. doi:10.1016/j.ecolecon.2007.07.021

Krutilla, K., 2011. « Transaction Costs and Environmental Policy: An Assessment Framework and Literature Review », *International Review of Environmental and Resource Economics*, 4, 261–354. doi:10.1561/101.00000035

Kuperan, K., Abdullah, N.M.R., Pomeroy, R.S., Genio, E.L. et Salamanca, A.M., 2008. « Measuring Transaction Costs of Fisheries Co-Management », *Coastal Management*, 36, 225–240. doi:10.1080/08920750701681991

Lachmann, L.M., 1978. *Capital and Its Structure*, Sheed Andrews and McMeel, Kansas City.

Lancaster, K.J., 1966. « A New Approach to Consumer Theory », *Journal of Political Economy*, 74.

Laurans, Y., Leménager, T. et Aoubid, S., 2011. *Les paiements pour services environnementaux. De la théorie à la mise en œuvre, quelle perspective dans les pays en développement ?*, A Savoir, AFD, PARIS.

Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R. et Mermet, L., 2013. « Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot », *Journal of Environmental Management*, 119, 208–219. doi:10.1016/j.jenvman.2013.01.008

Lê, S., Josse, J. et Husson, F., 2008. « FactoMineR: An R package for multivariate analysis », *Journal of statistical software*, 25, 1–18.

Levrel, H., 2012. *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 des Recherches, IFREMER, Brest.

Levrel, H., 2013. « Les acteurs économiques de la biodiversité. Exemple de l'impact des banques de compensation aux États-Unis », in: *Biodiversité et Contrat Social : La Réconciliation*. Paris, pp. 183–194.

Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P. et Pioch, S., 2012a. « Coût d'opportunité versus coût du maintien des potentialités écologiques: deux indicateurs économiques pour mesurer les coûts de l'érosion de la biodiversité ». *Natures, Sciences, Sociétés* 20, 16–29.

Levrel, H., Jacob, C., Bailly, D., Charles, M., Guyader, O., Aoubid, S., Bas, A., Frésard, M., Girard, S., Hay, J., Laurans, Y., Paillet, J., Perez, J. et Mongruel, R., in press. « The maintenance costs of marine natural capital: a case study from the initial assessment of the Marine Strategy Framework Directive in France », *Marine Policy*.

Levrel, H., Pioch, S. et Spieler, R., 2012b. « 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. doi:10.1016/j.marpol.2012.03.004

Lewis III, R., 2005. « Ecological engineering for successful management and restoration of mangrove forests », *Ecological Engineering*, 24, 403–418. doi:10.1016/j.ecoleng.2004.10.003

Libecap, G.D., 1993. *Contracting for Property Rights*, Cambridge University Press.

Libecap, G.D., 2011. « Institutional Path Dependence in Climate Adaptation: Coman's Some Unsettled Problems of Irrigation », *The American Economic Review*, 101, 64–80. doi:10.1257/aer.101.1.64

Lindeman, R.L., 1991. « “Community” Concepts », *Bulletin of Mathematical Biology*, 53, 167–191.

Madsen, B., Carrol, N., Kandy, D. et Bennett, G., 2011. *2011 Update. State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*, Ecosystem Marketplace.

Madsen, B., Carrol, N. et Moore Brands, K., 2010. *State of Biodiversity Markets Report: Offset and Compensation Programs Worldwide*, Ecosystem Marketplace.

Mäler, K.-G., Aniyar, S. et Jansson, Å., 2008. « Accounting for ecosystem services as a way to understand the requirements for sustainable development », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 105, 9501–9506. doi:10.1073/pnas.0708856105

Mann, S., 2005. « Different Perspectives on Cross-Compliance », *Environmental Values*, 14, 471–482. doi:10.3197/096327105774462719

March, H., Therond, O. et Leenhardt, D., 2012. « Water futures: Reviewing water-scenario analyses through an original interpretative framework », *Ecological Economics*, 82, 126–137. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.07.006

Marks, J.C., Haden, G.A., O'Neill, M. et Pace, C., 2010. « Effects of Flow Restoration and Exotic Species Removal on Recovery of Native Fish: Lessons from a Dam Decommissioning », *Restoration Ecology*, 18, 934–943.

Marsh, L. et Acker, D., 1992. « Mitigation banking on a wider plane », *National Wetlands Newsletter*, 14, 8–9.

Marshall, G.R., 2013. « Transaction costs, collective action and adaptation in managing complex social–ecological systems », *Ecological Economics*, 88, 185–194. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.030

Martínez, M.L., Intralawan, A., Vázquez, G., Pérez-Maqueo, O., Sutton, P. et Landgrave, R., 2007. « The coasts of our world: Ecological, economic and social importance », *Ecological Economics*, 63, 254–272. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.10.022

Masten, S.E., Meehan, J.W. et Snyder, E.A., 1991. « The Costs of Organization », *Journal of Law, Economics, & Organization*, 7, 1–25.

Mazzotta, M., Opaluch, J. et Grigalunas, T., 1994. « Natural resource damage assessment - The role of resource restoration », *Natural Resource Journal*, 34, 153–178.

McCann, L., 2013. Transaction costs and environmental policy design. *Ecological Economics* 88, 253–262. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.012

McCann, L., Colby, B., Easter, K.W., Kasterine, A. et Kuperan, K.V., 2005. « Transaction cost measurement for evaluating environmental policies », *Ecological Economics*, 52, 527–542. doi:10.1016/j.ecolecon.2004.08.002

McCann, L. et Easter, K.W., 2000. « Estimates of public sector transaction costs in NRCS programs », *Journal of Agricultural and Applied Economics*, 32, 555–564.

McComb, G., Lantz, V., Nash, K. et Rittmaster, R., 2006. « International valuation databases: Overview, methods and operational issues », *Ecological Economics*, 60, 461–472. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.05.009

McKenney, B.A. et Kiesecker, J.M., 2009. « Policy Development for Biodiversity Offsets: A Review of Offset Frameworks », *Environmental Management*, 45, 165–176. doi:10.1007/s00267-009-9396-3

Meadows, D., Meadows, D., Randers, J. et Behrens, W.W., 1972. *The limits to growth*, Club of Rome.

MEDDTL, 2011. *Rapport d'étape "filiales vertes" : Développement de la filière "génie écologique"*.

Ménard, C., 2001. « Methodological issues in new institutional economics », *Journal of Economic Methodology*, 8, 85–92. doi:10.1080/13501780010023243



- Ménard, C., 1995. « Markets as institutions versus organizations as markets? Disentangling some fundamental concepts », *Journal of Economic Behavior & Organization*, 28, 161–182. doi:10.1016/0167-2681(95)00030-5
- Ménard, C., 2000. « Une nouvelle approche de l'agro-alimentaire: l'économie néo-institutionnelle », *Économie Rurale*, 255, 186–196. doi:10.3406/ecoru.2000.5170
- Ménard, C., 2001. « Enjeux d'eau : la dimension institutionnelle », *Tiers-Monde*, 42, 259–274. doi:10.3406/tiers.2001.1503
- Ménard, C., 2003. « Économie néo-institutionnelle et politique de la concurrence les cas des formes organisationnelles hybrides », *Économie Rurale*, 277, 45–60. doi:10.3406/ecoru.2003.5435
- Ménard, C., 2004. « The Economics of Hybrid Organizations », *Journal of Institutionan and Theoretical Economics*, 160, 345–376. doi:10.1628/0932456041960605
- Ménard, C., 2011. « A New Institutional Perspective on Environmental Issues », *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 1, 115–120.
- Ménard, C., 2012. *L'Économie des Organisations*, Repères, La Découverte, Paris.
- Ménard, C. et Shirley, M.M., 2005. *Handbook of New Institutional Economics*, Springer.
- Méral, P., 2012. « Le concept de service écosystémique en économie : origine et tendances récentes », *Natures Sciences Sociétés*, 20, 3–15. doi:10.1051/nss/2012002
- Mettepenningen, E., Beckmann, V. et Eggers, J., 2011. « Public transaction costs of agri-environmental schemes and their determinants—Analysing stakeholders' involvement and perceptions », *Ecological Economics*, 70, 641–650. doi:10.1016/j.ecolecon.2010.10.007
- Mettepenningen, E., Verspecht, A. et Van Huylenbroeck, G., 2009. « Measuring private transaction costs of European agri-environmental schemes », *Journal of Environmental Planning and Management*, 52, 649–667. doi:10.1080/09640560902958206
- Milgrom, P. et Roberts, J., 1992. *Economics, Organization and Management*, Prentice-Hall, Englewood Cliffs.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005a. *Ecosystems and human well-being: Synthesis*, Island Press, Washington, D.C.
- MEA (Millennium Ecosystem Assessment), 2005b. *Ecosystems and human well-being: Wetlands an Water synthesis*, Island Press, Washington, D.C.
- Milon, W.J. et Dodge, R.E., 2001. « Applying habitat equivalency analysis for coral reef damage assessment and restoration », *Bulletin of Marine Science*, 69, 975–988.
- Milton, S.J., Dean, W.R.J., du Plessis, M.A. et Siegfried, W.R., 1994. « A Conceptual Model of Arid Rangeland Degradation », *BioScience*, 44, 70–76. doi:10.2307/1312204
- Mitsch, W.J. et Gosselink, J.G., 2000. « The value of wetlands: importance of scale and landscape setting », *Ecological Economics*, 35, 25–33. doi:10.1016/S0921-8009(00)00165-8

Mitsch, W.J. et Jørgensen, S.E., 2003. « Ecological engineering: A field whose time has come », *Ecological Engineering*, 20, 363–377. doi:10.1016/j.ecoleng.2003.05.001

Moilanen, A., van Teeffelen, A.J.A., Ben-Haim, Y. et 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. doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x

Mora, C., Tittensor, D.P., Adl, S., Simpson, A.G.B. et Worm, B., 2011. « How Many Species Are There on Earth and in the Ocean? », *PLoS Biology*, 9. doi:10.1371/journal.pbio.1001127

Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comin, F.A. et Yockteng, R., 2012. « Structural and functional loss in restored wetland ecosystems », *Plos Biology*, 10.

Morris, R.K.A., Alonso, I., Jefferson, R.G. et Kirby, K.J., 2006. « The creation of compensatory habitat—Can it secure sustainable development? », *Journal for Nature Conservation*, 14, 106–116. doi:10.1016/j.jnc.2006.01.003

Morris, R.K.A. et Barham, P., 2007. « The Habitat Directive as a driver for sustainable development in the coastal zone: the example of the Humber estuary », in: Larson, B.A., *Sustainable Development Research Advances*, Nova Science Publishers, New York, pp. 109–138.

Morris, S. et Moses, T., 1999. « Urban stream rehabilitation: A design and construction case study », *Environmental Management*, 23, 165–177.

Muradian, R. et Rival, L., 2012. « Between markets and hierarchies: The challenge of governing ecosystem services », *Ecosystem Services*, 1, 93–100. doi:10.1016/j.ecoser.2012.07.009

National Research Council, 2001. *Valuing ecosystem services: Toward better environmental decision-making*, National Academies Press, Washington, DC.

Nelson, E., Mendoza, G., Regetz, J., Polasky, S., Tallis, H., Cameron, Dr., Chan, K.M. et al., 2009. « Modeling multiple ecosystem services, biodiversity conservation, commodity production, and tradeoffs at landscape scales », *Frontiers in Ecology and the Environment*, 7, 4–11. doi:10.1890/080023

Neßhöver, C., Aronson, J., Blignaut, J., Lehr, D., Vakrou, A. et Wittmer, H., 2009. « Investing in ecological infrastructure », in: TEEB - The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers, Earthscan, London, U.K. and Washington, D.C., 401–448.

Nicolas, V., al., 2013. Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques: Pourquoi? Comment?, ASTEE, ONEMA, 357.

Nilsson, F.O.L., 2009. « Transaction costs and agri-environmental policy measures: are preferences influencing policy implementation? », *Journal of Environmental Planning and Management*, 52, 757–775. doi:10.1080/09640560903083723

NOAA, 1997. *Natural Resource Damage Assessment Guidance Document: Scaling Compensatory Restoration Actions (Oil Pollution Act of 1990)*, Damage Assessment and Restoration Program National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.

Norgaard, R.B. et Bode, C., 1998. « Next, the value of God, and other reactions », *Ecological Economics*, 25, 37–39.

North, D., 1991. « Institutions », *Journal of Economic Perspectives*, 5, 97–112.

North, D.C., 1990. *Institutions, Institutional Change and Economic Performance*. Cambridge University Press.

North, E.W., King, D.M., Xu, J., Hood, R.R., Newell, R.I.E., Paynter, K., Kellogg, M.L., Liddel, M.K. et Boesch, D.F., 2010. « Linking optimization and ecological models in a decision support tool for oyster restoration and management », *Ecological Applications*, 20, 851–866.

Odum, H.T. et Odum, B., 2003. « Concepts and methods of ecological engineering », *Ecological Engineering*, 20, 339–361. doi:10.1016/j.ecoleng.2003.08.008

Ofei-Mensah et A., Bennett, J., 2013. « Transaction costs of alternative greenhouse gas policies in the Australian transport energy sector », *Ecological Economics*, 88, 214–221. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.12.009

Ostrom, E., 1990. *Governing the Commons: The Evolution of Institutions for Collective Action*, Cambridge University Press.

Ostrom, E., 1994. *Rules, Games and Common Pool Resources*. Ann Arbor: University of Michigan Press.

Ostrom, E., 2007. « A diagnostic approach for going beyond panaceas », *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104, 15181–15187. doi:10.1073/pnas.0702288104

Ostrom, E., 2009. « A General Framework for Analyzing Sustainability of Social-Ecological Systems », *Science*, 325, 419–422. doi:10.1126/science.1172133

Oxley, J.E., 1999. « Institutional environment and the mechanisms of governance: the impact of intellectual property protection on the structure of inter-firm alliances », *Journal of Economic Behavior & Organization*, 38, 283–309. doi:10.1016/S0167-2681(99)00011-6

Palay, T.M., 1984. « Comparative Institutional Economics: The Governance of Rail Freight Contracting », *The Journal of Legal Studies*, 13, 265–287.

Pannell, D.J., Roberts, A.M., Park, G. et Alexander, J., 2013. « Improving environmental decisions: A transaction-costs story », *Ecological Economics* 88, 244–252. doi:10.1016/j.ecolecon.2012.11.025

Pearce, D., 2007. « Do we really care about Biodiversity? », *Environmental Resource Economics*, 37, 313–333. doi:10.1007/s10640-007-9118-3

Pearce, D.W. et Atkinson, G.D., 1993. « Capital theory and the measurement of sustainable development: an indicator of “weak” sustainability », *Ecological Economics*, 8, 103–108. doi:10.1016/0921-8009(93)90039-9

Penn, T. et Tomasi, T., 2002. « Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana, USA », *Environmental Management*, 29, 691–702. doi:10.1007/s00267-001-0059-2

Pigou, A.C., 1920. *The economic of welfare*, McMillan & Co., London.

Poff, M., Bass, A., Sweeney, R., Bahlinger, K. et Chatellier, M., 2011. « Feasibility Study Analysis for Riverine Sand Mining/Scofield Island Restoration », *Journal of Coastal Research*, 59, 235–245. doi:10.2112/SI59-025.1

Polasky, S., Segerson, K., 2009. « Integrating Ecology and Economics in the Study of Ecosystem Services: Some Lessons Learned », *Annual Review of Resource Economics*, 1, 409–434. doi:10.1146/annurev.resource.050708.144110

Ponte, S., 2004. *Standards and Sustainability in the Coffee Sector, A Global Value Chain Approach*, IISD.

Pretty, J., 2003. « Social Capital and the Collective Management of Resources », *Science*, 302, 1912–1914. doi:10.1126/science.1090847

Pretty, J. et Ward, H., 2001. « Social Capital and the Environment », *World Development*, 29, 209–227. doi:10.1016/S0305-750X(00)00098-X

Qiu, Z., 2009. « Assessing Critical Source Areas in Watersheds for Conservation Buffer Planning and Riparian Restoration », *Environmental Management*, 44, 968–980. doi:10.1007/s00267-009-9380-y

Quétier, F. et Lavorel, S., 2011. « Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions », *Biological Conservation*, 144, 2991–2999. doi:10.1016/j.biocon.2011.09.002

Ramsey, F.P., 1928. « A Mathematical Theory of Saving », *The Economic Journal*, 38, 543–559. doi:10.2307/2224098

Raudsepp-Hearne, C., Peterson, G.D., Tengö, M., Bennett, E.M., Holland, T., Benessaiah, K. et al., 2010. « Untangling the Environmentalist’s Paradox: Why Is Human Well-being Increasing as Ecosystem Services Degrade? », *BioScience*, 60, 576–589. doi:10.1525/bio.2010.60.8.4

Rees, W.E., 1995. « Cumulative environmental assessment and global change », *Environmental Impact Assessment Review*, 15, 295–309. doi:10.1016/0195-9255(95)00029-E

Rees, W.E., Farley, J., Vesely, E.-T., De Groot, R., 2007. « Valuing natural capital and the cost and benefits of restoration », in: Aronson, J., Mitlon, S. J. et Blignaut J. N., *Restoring Natural Capital, Science, Business, and Practice*.

Reve, T. et Levitt, R.E., 1984. « Organization and governance in construction », *International Journal of Project Management*, 2, 17–25. doi:10.1016/0263-7863(84)90054-1

Rivas, V., Francés, E., Díaz de Terán, J.R., Cendrero, A., Hidalgo, J., Serrano, A., Villalobos, M., Benito, I. et Herrera, M., 1994. « Conservation and restoration of endangered coastal areas: The case of small estuaries in Northern Spain », *Ocean & Coastal Management*, 23, 129–147. doi:10.1016/0964-5691(94)90061-2

Roach, B. et Wade, W., 2006. « Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis », *Ecological Economics*, 58, 421–433. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.07.019

Robertson, M., 2004. « The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance », *Geoforum*, 35, 361–373. doi:10.1016/j.geoforum.2003.06.002

Robertson, M., 2008. « The work of wetland credit markets: two cases in entrepreneurial wetland banking », *Wetlands Ecology and Management*, 17, 35–51. doi:10.1007/s11273-008-9096-4

Robertson, M. et Hayden, N., 2008. « Evaluation of a Market in Wetland Credits: Entrepreneurial Wetland Banking in Chicago », *Conservation Biology*, 22, 636–646. doi:10.1111/j.1523-1739.2008.00963.x

Rørstad, P.K., Vatn et A., Kvakkestad, V., 2007. « Why do transaction costs of agricultural policies vary? », *Agricultural Economics*, 36, 1–11. doi:10.1111/j.1574-0862.2007.00172.x

Rotillon, G., 2005. *Economie des ressources naturelles*, Repères, La découverte, Paris.

Ruhl, J.B. et Salzman, J., 2006. « The Effects of Wetland Mitigation Banking on People », *National Wetlands Newsletter*, 28, 8–13.

Sala, O.E., Chapin, F.S., Armesto, J.J., Berlow, E., Bloomfield, J., Dirzo, R., Huber-Sanwald, E. et al., 2000. « Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100 », *Science*, 287, 1770–1774. doi:10.1126/science.287.5459.1770

Salzman, J. et Ruhl, B., 2002. « Paying to protect watershed services: wetland banking in the United States », in: Pagiola S., Bishop P.S., Landell-Mills N.I., *Selling Forest Environmental Services: Market-Based Mechanisms for Conservation and Development*, Earthscan, London, pp. 1–14.

Salzman, J. et Ruhl, J.B., 2000. « Currencies and the Commodification of Environmental Law », *Stanford Law Review*, 53, 607. doi:10.2307/1229470

Samuelson, P.A., 1954. « The Pure Theory of Public Expenditure », *The Review of Economics and Statistics*, 36, 387. doi:10.2307/1925895

Saussier, S., 1997. *Choix contractuels et coûts de transaction : une analyse économique des contrats d'approvisionnement en charbon d'EDF*, Thèse de doctorat, Université Paris 1 Panthéon Sorbonne.

Saussier, S., Ménard, C., Huet, F. et Staropoli, C., 2004. *Mode de Gestion et Efficacité de la Distribution d'Eau en France : Une analyse néo-institutionnelle*. Rapport pour le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable (Bureau de l'eau).

Saussier, S., Yvrande-Billon, A., 2007. *Économie des coûts de transaction*, Repères, La Découverte, Paris.

Scemama, P. et Levrel, H., 2012a. *La méthode HEA, cadre d'application, fonctionnement et exemple*, Rapport ONEMA.

Scemama, P. et Levrel, H., 2012b. « Enjeux économiques autour des actions de restauration et de compensation », *Natures Sciences Sociétés*, Compte Rendu d'atelier 20, 478–481.

Scemama, P. et Levrel, H., 2013. *Évaluation du coût des dommages environnementaux et des mécanismes de compensation (restauration écologique) pour les écosystèmes aquatiques*. Rapport ONEMA.

Scemama, P. et 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, 893–924.

Scribner, K.T., Blanchong, J.A., Bruggeman, D.J., Epperson, B.K., Lee, C.-Y., Pan, Y.-W., Shorey, R.I., Prince, H.H., Winterstein, S.R. et Luukkonen, D.R., 2005. « Geographical Genetics: Conceptual Foundations And Empirical Applications Of Spatial Genetic Data In Wildlife Management », *Journal of Wildlife Management*, 69, 1434–1453. doi:10.2193/0022-541X(2005)69[1434:GGCFAE]2.0.CO;2

Seip, K.L., 1994. « Restoring water quality in the metal polluted Sjørfjorden, Norway », *Ocean & Coastal Management*, 22, 19–43. doi:10.1016/0964-5691(94)90081-7

SER (Society for Ecological Restoration), 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*. Society for Ecological Restoration International.

Shafir, S., Van Rijn, J. et Rinkevich, B., 2006. « Steps in the construction of underwater coral nursery, an essential component in reef restoration acts », *Marine Biology*, 149, 679–687.

Shafroth, P.B., Cleverly, J.R., Dudley, T.L., Taylor, J.P., Riper, C., Weeks, E.P. et Stuart, J.N., 2005. « Control of Tamarix in the Western United States: Implications for Water Salvage, Wildlife Use, and Riparian Restoration », *Environmental Management*, 35, 231–246. doi:10.1007/s00267-004-0099-5

Simon, H.A., 1961. *Administrative behavior; a study of decision-making processes in administrative organization*, Macmillan, New York,.

Smit, H., Velde, G. van der, Smits, R. et Coops, H., 1997. « Ecosystem responses in the Rhine-Meuse delta during two decades after enclosure and steps toward estuary restoration », *Estuaries*, 20, 504–520. doi:10.2307/1352610

Spash, C.L. et Ryan, A., 2012. « Economic Schools of Thought on the Environment: Investigating Unity and Division », *Cambridge Journal of Economics*, 36, 1091–1121. doi:10.1093/cje/bes023

Sperduto, M., Powers, S. et Donlan, M., 2003. « Scaling restoration to achieve quantitative enhancement of loon, seaduck, and other seabird populations », *Marine Ecology Progress Series*, 264, 221–232. doi:10.3354/meps264221

Spiller, P.T. et Tommasi, M., 2005. « The Institutions of Regulation: An Application to Public Utilities », in: Ménard, C. et Shirley, M., *Handbook of New Institutional Economics*, Netherlands, pp. 515–543.

Stavins, R.N., 1998. « What Can We Learn from the Grand Policy Experiment? Lessons from SO2 Allowance Trading », *Journal of Economic Perspectives*, 12, 69–88. doi:10.1257/jep.12.3.69

Steele, S.R., 2009. « Expanding the solution set: Organizational economics and agri-environmental policy », *Ecological Economics*, 69, 398–405. doi:16/j.ecolecon.2009.08.014

Stern, D.I., 1997. « Limits to substitution and irreversibility in production and consumption: A neoclassical interpretation of ecological economics », *Ecological Economics*, 21, 197–215. doi:10.1016/S0921-8009(96)00103-6

Stigler, G.J., 1966. *The theory of price*, Macmillan.

Strange, E., Galbraith, H., Bickel, S., Mills, D., Beltman, D. et Lipton, J., 2002. « Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration », *Environmental Management*, 29, 290–300.

Suding, K.N., Gross, K.L. et Houseman, G.R., 2004. « Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology », *Trends in Ecology & Evolution*, 19, 46–53. doi:10.1016/j.tree.2003.10.005

Tansley, A.G., 1935. « The use and abuse of vegetational concepts and terms », *Ecology*, 16, 284–307.

Ten Brink, P., Russi, D., Farmer, A., Badura, T., Coates, D., Förster, J., Kumar, R. et Davidson, N., 2012. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for Water and Wetlands*, Executive Summary.

Ten Kate, K., Bishop, J. et Bayon, R., 2004. *Biodiversity offsets, views, experience and the business case*, IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK and Insight Investment, London, UK.

TEEB (The Economics of Ecosystems and Biodiversity), 2010. *Mainstreaming the economics of nature. A synthesis of the approach*. Conclusions and recommendations of TEEB.

Thébaud, O., Innes, J. et Ellis, N., 2012. « From anecdotes to scientific evidence? A review of recent literature on catch share systems in marine fisheries », *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10, 433–437. doi:10.1890/110238

Thur, S.M., 2007. « Refining the Use of Habitat Equivalency Analysis », *Environmental Management*, 40, 161–170. doi:10.1007/s00267-006-0361-0

Trepel, M., 2007. « Evaluation of the implementation of a goal-oriented peatland rehabilitation plan », *Ecological Engineering*, 30, 167–175.

Turner, R.E., Boyer, M.E., 1997. « Mississippi river diversions, coastal wetland restoration/creation and an economy of scale », *Ecological Engineering*, 8, 117–128. doi:10.1016/S0925-8574(97)00258-9

Turner, R.K., Paavola, J., Cooper, P., Farber, S., Jessamy, V. et Georgiou, S., 2003. « Valuing nature: lessons learned and future research directions », *Ecological Economics*, 46, 493–510. doi:10.1016/S0921-8009(03)00189-7

UICN, 2009. *Wildlife in a Changing World – An Analysis of the 2008 IUCN Red List of Threatened Species*, Gland, Switzerland: UICN. ed. Vié, J-C, Hilton Taylor, C et Stuart, S.N.

USACE, 1995. *National Wetland Mitigation Banking Study*. Institute for Water Resources. Technical and Procedural Support to Mitigation Banking Guidance.

USEPA, 2009. *Valuing the protection of ecological systems and services*, Environmental Protection Agency, Washington, United States.

Vaissière, A., 2011. *Quels indicateurs pour les services écologiques de la Rade de Brest ?*, Mémoire de fin d'études, Agrocampus de Rennes

Vaissière, A., Levrel, H., Scemama, P., in revision. « Les banques de compensation aux Etats-Unis : une nouvelle forme organisationnelle et institutionnelle pour la conservation de la biodiversité basée sur le marché ? », in: Levrel, H. et al., *Enjeux Institutionnels, Économiques et Écologiques Autour Des Mesures Compensatoires Pour La Biodiversité*, Collection Synthèse, Éditions Quae.

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. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.003

Vatn, A., 2002. « Multifunctional agriculture: some consequences for international trade regimes », *European Review of Agriculture Economics*, 29, 309–327. doi:10.1093/eurrag/29.3.309

Vatn, A., 2010. « An institutional analysis of payments for environmental services », *Ecological Economics*, 69, 1245–1252. doi:10.1016/j.ecolecon.2009.11.018

Vatn, A. et Bromley, D.W., 1994. « Choices without Prices without Apologies », *Journal of Environmental Economics and Management*, 26, 129–148. doi:10.1006/jeem.1994.1008

Vesk, P.A. et Dorrrough, J.W., 2006. « Getting trees on farms the easy way? Lessons from a model of eucalypt regeneration on pastures », *Australian Journal of Botany*, 54, 509–519.

Vivash, R., Ottosen, O., Janes, M. et Sørensen, H. v., 1998. « Restoration of the rivers Brede, Cole and Skerne: a joint Danish and British EU-LIFE demonstration project, II—the river restoration works and other related practical aspects », *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 8, 197–208. doi:10.1002/(SICI)1099-0755(199801/02)8:1<197::AID-AQC268>3.0.CO;2-T

Wackernagel, M., Onisto, L., Bello, P., Callejas Linares, A., Susana López Falfán, I., Méndez García, J., Isabel Suárez Guerrero, A. et Guadalupe Suárez Guerrero, M., 1999. « National natural capital



accounting with the ecological footprint concept », *Ecological Economics*, 29, 375–390. doi:10.1016/S0921-8009(98)90063-5

Wackernagel, M. et Rees, W.E., 1997. « Perceptual and structural barriers to investing in natural capital: Economics from an ecological footprint perspective », *Ecological Economics*, 20, 3–24. doi:10.1016/S0921-8009(96)00077-8

Walker, S., Brower, A.L., Stephens, R.T.T. et Lee, W.G., 2009. « Why bartering biodiversity fails », *Conservation Letters*, 2, 149–157. doi:10.1111/j.1755-263X.2009.00061.x

Wallace, K., 2008. « Ecosystem services: Multiple classifications or confusion? », *Biological Conservation*, 141, 353–354. doi:10.1016/j.biocon.2007.12.014

Wallace, K.J., 2007. « Classification of ecosystem services: Problems and solutions », *Biological Conservation*, 139, 235–246. doi:10.1016/j.biocon.2007.07.015

Weber, M.A., Tidwell, V.C. et Thacher, J.A., 2010. « Dynamic physical and economic modelling of riparian restoration options », *Environmental Modelling & Software*, 25, 1825–1836. doi:10.1016/j.envsoft.2010.05.017

Weitzman, M.L., 1998. « Why the Far-Distant Future Should Be Discounted at Its Lowest Possible Rate », *Journal of Environmental Economics and Management*, 36, 201–208. doi:10.1006/jjeem.1998.1052

Williamson, O.E., 1975. *Markets and hierarchies, analysis and antitrust implications : a study in the economics of internal organization*. Free Press, New York.

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

Williamson, O.E., 1989. « Transaction Cost Economics », in: Schmalense R. et Willig R., *Handbook of Industrial Organization*, New York, pp. 135–182.

Williamson, O.E., 1991. « Comparative Economic Organization: The Analysis of Discrete Structural Alternatives », *Administrative Science Quarterly*, 36, 269–296. doi:10.2307/2393356

Williamson, O.E., 1993a. « Opportunism and its critics », *Managerial and Decision Economics*, 14, 97–107. doi:10.1002/mde.4090140203

Williamson, O.E., 1993b. « The Evolving Science of Organization », *Journal of Institutional and Theoretical Economics*, 149, 36–63.

Williamson, O.E., 1996. *The mechanisms of governance*. Oxford University Press.

Wilson, M.A., Hoehn, J.P., 2006. « Valuing environmental goods and services using benefit transfer: The state-of-the art and science », *Ecological Economics*, 60, 335–342. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.08.015

Young, M.D., Hatton MacDonald, D., 2006. « How should we discount the future? An environmental perspective », in: Pannell, D.J. and Schilizzi S.G.M., *Economics and the Future: Time*

*and Discounting in Private and Public Decision Making*, Cheltenham, UK, and Northampton, MA, USA, pp. 121–136.

Yvrande-Billon, A., Ménard, C., 2005. « Institutional constraints and organizational changes: the case of the British rail reform », *Journal of Economic Behavior & Organization*, 56, 675–699. doi:10.1016/j.jebo.2004.05.002

Zafonte, M. et Hampton, S., 2007. « Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments », *Ecological Economics*, 61, 134–145. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.02.009

Zedler, J.B. et Callaway, J.C., 1999. “Tracking Wetland Restoration: Do Mitigation Sites Follow Desired Trajectories? », *Restoration Ecology*, 7, 69–73. doi:10.1046/j.1526-100X.1999.07108.x

## Table des tableaux

<i>Tableau 1 - Services rendus par les écosystèmes aquatiques (MEA, 2005b).....</i>	<i>9</i>
<i>Tableau 2 - Evolution des services écosystémiques entre 1950 et 2005 (MEA, 2005a). Les « + » traduisent une augmentation, les « - » une réduction et les « +/- » une augmentation dans certaines région du monde et une réduction dans d'autres. Les services de support ne sont pas mentionnés ici car il est difficile d'en évaluer l'évolution.....</i>	<i>11</i>
<i>Tableau 3 - Lien entre action d'investissement et résultat en termes de surface et de services écosystémiques.</i>	<i>13</i>
<i>Tableau 4 - Les quatre types de biens .....</i>	<i>22</i>
<i>Tableau 5 - Les attributs de différentes formes organisationnelles .....</i>	<i>29</i>
<i>Tableau 6 - Évaluation des coûts de transaction dans les politiques agro-environnementales (adapté de Nilsson, 2009) .....</i>	<i>40</i>
<i>Tableau 7 - Détails des interlocuteurs et des thèmes abordés lors des réunions de travail pour le diagnostic ....</i>	<i>43</i>
<i>Tableau 8 - Variation des coûts et du succès de la restauration en fonction du degré de perturbation, du climat et de la taille des projets de restauration (<sup>a</sup> variation de la fonction pour une augmentation du degré de perturbation ; <sup>b</sup> variation de la fonction pour des climats allant de tempéré vers tropical ; <sup>c</sup> variation de la fonction pour une augmentation de la taille des projets).....</i>	<i>49</i>
<i>Tableau 9 - Conséquences de l'évolution des différentes formes de spécificité des actifs entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction .....</i>	<i>60</i>
<i>Tableau 10 - Conséquences de l'évolution de l'incertitude et de la fréquence des transactions entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction.....</i>	<i>61</i>
<i>Tableau 11 - Présentation des critères choisis pour la sélection des sites d'étude. ....</i>	<i>67</i>
<i>Tableau 12 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à la spécificité du capital naturel impliqué.....</i>	<i>76</i>
<i>Tableau 13 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à la spécificité du capital humain impliqué.....</i>	<i>77</i>
<i>Tableau 14 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à l'incertitude entourant les projets.....</i>	<i>78</i>
<i>Tableau 15 - Caractéristiques des projets que l'on peut associer à la fréquence des interactions entre les acteurs d'un projet.....</i>	<i>79</i>
<i>Tableau 16 - Mécanismes de coordination caractéristiques des formes d'organisation hybrides dans les sites étudiés.....</i>	<i>80</i>
<i>Tableau 17 - Les différentes formes d'équivalence pour les mesures compensatoires associées aux dommages environnementaux accidentels. (Vaissière, 2011).....</i>	<i>83</i>
<i>Tableau 18 - Calibrage de la méthode HEA pour l'extension de son utilisation.....</i>	<i>86</i>
<i>Tableau 19 - Synthèse de l'application de la méthode HEA pour l'évaluation d'actions de restauration des écosystèmes aquatiques .....</i>	<i>88</i>
<i>Tableau 20 - Comparaison des coûts et des bénéfices des projets (<sup>b</sup> La restauration a été appliquée sur 1 100 mètres de rivière, le niveau piézométrique a été amélioré sur les berges à une distance comprise entre 10 et 20 mètres de chaque côté de la rivière. Nous retenons une largeur de 15 mètres de chaque côté pour calculer la surface impactée par le projet de restauration). ....</i>	<i>89</i>

<i>Tableau 21 - Correspondance entre coûts de production et coûts de transaction.....</i>	<i>95</i>
<i>Tableau 22 - Durabilité et spécificité de capital (adapté de Levrel et al., 2012a) .....</i>	<i>98</i>
<i>Tableau 23 - Types de contrats et de gouvernance associés à différents degré de spécificité et de fréquence de la transaction .....</i>	<i>102</i>
<i>Tableau 24 - Solutions institutionnelles à l'application de la méthode HEA pour les contextes américains et français.....</i>	<i>108</i>
<i>Tableau 25 - Construction d'un marché de crédits de compensation. ....</i>	<i>110</i>
<i>Table 26 - Descriptive statistics of the cost variable for each database .....</i>	<i>130</i>
<i>Table 27 - Variation of cost and recovery function according to degree of perturbation, climate and size of restoration projects (<sup>a</sup> variation of function for an increasing degree of perturbation ; <sup>b</sup> variation of function for a climate going from temperate to tropical ; <sup>c</sup> variation of function for an increasing size of project) .....</i>	<i>143</i>
<i>Tableau 28 - Studies included in the review .....</i>	<i>145</i>
<i>Tableau 29 - Classement des types de banques en fonction des formes organisationnelles auxquelles ils renvoient .....</i>	<i>160</i>
<i>Tableau 30 - Classement des types d'action en fonction de la spécificité du capital humain qu'elles impliquent .....</i>	<i>161</i>
<i>Tableau 31 - Classification du nombre de banques en fonction du nombre de systèmes d'évaluation des crédits ou de méthodes d'évaluation. La classe la plus basse regroupe les systèmes qui sont utilisés par peu de banques et la classe la plus haute regroupe au contraire les systèmes qui sont utilisés par un grand nombre de banques. ....</i>	<i>162</i>
<i>Tableau 32 - Systèmes de classification et méthodes d'évaluation des crédits utilisés dans le district de Jacksonville.....</i>	<i>166</i>
<i>Tableau 33 - Les différents types de spécificité des actifs engagés dans des transactions de compensation écologique.....</i>	<i>173</i>
<i>Tableau 34 - Correspondance entre une action et son résultat en termes de gain net de surface et de fonctions .....</i>	<i>176</i>
<i>Tableau 35 - Conséquences de l'évolution des différentes formes de spécificité des actifs entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction .....</i>	<i>182</i>
<i>Tableau 36 - Conséquences de l'évolution de l'incertitude et de la fréquence des transactions entre les deux systèmes de compensation sur les coûts de transaction.....</i>	<i>185</i>
<i>Tableau 37 - Durabilité et spécificité de capital .....</i>	<i>188</i>
<i>Tableau 38 - Classement des types de banques en fonction des formes organisationnelles auxquelles ils renvoient .....</i>	<i>205</i>
<i>Tableau 39 - Classification du nombre de banques en fonction du nombre de systèmes d'évaluation des crédits ou de méthodes d'évaluation. La classe la plus basse regroupe les systèmes qui sont utilisés par peu de banques et la classe la plus haute regroupe au contraire les systèmes qui sont utilisés par un grand nombre de banques. ....</i>	<i>206</i>

Tableau 40 - Classement des types d'action en fonction de la spécificité du capital humain qu'elles impliquent .....	207
Tableau 41 - Résultats de l'analyse de la variance du modèle qui cherche à expliquer le nombre de transaction en fonction des variables qualitatives que nous avons construites et résultat du test de corrélation de Kendall entre la variable expliquée TRANSACTION et les variables sélectionnées (p-value: .<0,1 ; *<0,05 ; **<0,01 ; ***<0,001). .....	210
Tableau 42 - Résultats de l'analyse de la variance du modèle qui cherche à expliquer le nombre de transaction en fonction des variables qualitatives que nous avons construites et résultat du test de corrélation de Kendall entre la variable expliquée CR_VENDUS et les variables sélectionnées (p-value: .<0,1 ; *<0,05 ; **<0,01 ; ***<0,001). .....	211
Tableau 43 - Analyse de régression sur le nombre de transactions et la quantité de crédits vendus (p-value: .<0,1 ; *<0,05 ; **<0,01 ; ***<0,001).....	215
Tableau 44 - Tests de corrélation par rang de Kendall entre nos variables qualitatives - discrètes et ordonnées .....	217
Tableau 45 - Matrice des corrélations entre nos variables .....	218
Tableau 46 - Details of the interlocutors met during meetings, conferences and workshops .....	225
Tableau 47 - Presentation of the study sites .....	227
Tableau 48 - List of actors interviewed for each study site .....	228
Tableau 49 - Design of the transaction corresponding to the restoration projects of Libellule zone and the Environmental measures of Port 2000.....	230
Tableau 50 - Design of the transaction corresponding to the restoration projects of Kervigen marsh and Vurpillères stream .....	231
Tableau 51 - A summary for the classification of the transactions.....	232
Tableau 52 - Project characteristics causing transaction costs associated with specificity of natural capital (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-").....	233
Tableau 53 Project characteristics causing transaction costs associated with specificity of human capital (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-").....	234
Tableau 54 - Project characteristics causing transaction costs associated with uncertainty (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-") .....	235
Tableau 55 - Project characteristics causing transaction costs associated with frequency of the transaction (number of "+" represents the potential influence of the characteristic of transaction on the level of transactions costs being strong "++", weak "+", null "0" or negative "-").....	236
Tableau 56 - Classification of the hybrid forms of our site according to the classification offered by Ménard (2004).....	238
Tableau 57 - Success of the transactions .....	240

<i>Table 58 - Review of possible metrics for HEA and their associated ecosystem and ecological services in the scientific literature</i> .....	253
<i>Table 59 - Calibration of HEA for the expansion of its use</i> .....	254
<i>Table 60 - Presentation of the four case studies</i> .....	255
<i>Table 61 - Application of HEA to measure the environmental gains on the Libellule zone, using different proxys (° French society of odonatology, source: INVOD, ESRI)</i> .....	258
<i>Table 62 - Dimensioning restoration plan according to different strategy scenario for a selected performance of 2 kg.day<sup>-1</sup>.ha<sup>-1</sup></i> .....	262
<i>Table 63 - Synthesis of the application of HEA for valuation of actions of restoration of aquatic ecosystems ..</i>	264
<i>Table 64 - Comparisons of costs and benefits of projects (° Restoration was applied on 1100 meters of the river, piezometric level was improved on riverbanks on a strip of 10 to 20 meters large on each side of the river. We retain a width of 15 meter on each side to calculate the surface impacted by the restoration project)</i> .....	265

## Table des figures

<i>Figure 1 - Les différents types de capitaux, les flux de biens et services et leur interdépendance (Costanza et Daly, 1992) .....</i>	6
<i>Figure 2 - Cadre conceptuel du MEA présentant les interactions entre la biodiversité, les services écosystémiques, le bien-être humain et les moteurs de changement (MEA, 2005a).....</i>	8
<i>Figure 3 - L'échelle de l'ingénierie écologique, plus large que celle de l'ingénierie environnementale, (a.) les limites de l'ingénierie environnementale et (b.) celle de l'ingénierie écologique (adapté de Odum et Odum 2003) .....</i>	12
<i>Figure 4 - Formalisation économique de la question de la gestion du capital naturel (adapté de Pearce 2007) .</i>	15
<i>Figure 5 - Les composantes d'une économie (adapté de Williamson [1996] par Ménard [2012]).....</i>	20
<i>Figure 6 - La transaction autour de l'investissement dans le capital naturel.....</i>	22
<i>Figure 7 - L'arbitrage en présence des trois grandes familles d'organisation (adapté de Williamson, 1991). Lorsque les investissements sont génériques (<math>k &lt; k_1</math>), les acteurs s'orienteront vers le marché pour encadrer leur relation. Lorsque le degré de spécificité des investissements est élevé (<math>k &gt; k_2</math>), c'est la solution de l'intégration verticale qui sera retenue. Entre les deux (<math>k_1 &lt; k &lt; k_2</math>), se situe la zone où dominant les arrangements "hybrides". .....</i>	28
<i>Figure 8 - Modification de l'arbitrage entre arrangement contractuel et coentreprise (joint-venture) (adapté de Oxley 1999). Les coûts de transaction liés à l'incertitude institutionnelle des arrangements contractuels augmente alors que la protection de la propriété intellectuelle diminue (<math>G_c</math> vers <math>G_c'</math>). Le point d'arbitrage entre la contractualisation et le recours au joint-venture (<math>G_{jv}</math>) se déplace alors de <math>k_1</math> vers <math>k_2</math>. .....</i>	36
<i>Figure 9 - Boite à moustache de la variable des coûts pour chaque base de données (les extrêmes indiquent les valeurs minimum et maximum ; la taille de la boite est limitée par les quartiles un et deux ; la ligne du milieu indique la valeur médiane de chaque échantillon).....</i>	47
<i>Figure 10 - Boite à moustache de la variable des coûts pour chaque type d'écosystèmes (les extrêmes indiquent les valeurs minimum et maximum ; la taille de la boite est limitée par les quartiles un et deux ; la ligne du milieu indique la valeur médiane de chaque échantillon).....</i>	48
<i>Figure 11 - Représentation du principe de la compensation écologique et du no-net-loss.....</i>	51
<i>Figure 12 - Répartition du type de mécanisme choisi pour la compensation en 2008 (USACE in Madsen 2010) .</i>	53
<i>Figure 13 - Carte du nombre de banques par district de l'USACE .....</i>	55
<i>Figure 14 - Évolution temporelle du nombre de transactions effectuées par les banques de zones humides .....</i>	55
<i>Figure 15 - Évolution du nombre de système de classification et de méthodes d'évaluation utilisées dans le mitigation banking pour contrôler la compensation.....</i>	57
<i>Figure 16 - Représentation de la transaction que nous étudions dans le cadre de la compensation écologique. Il s'agit d'une représentation simple de la transaction destinée à faire apparaître les acteurs protagonistes (les deux parties et la partie tiers qui la régule) et leur rôle vis à vis du capital naturel au cœur de la transaction. ..</i>	58
<i>Figure 17 - Arbitrage entre les deux systèmes de compensation selon l'exigence environnementale des règles de l'échange. Lorsque le système de classification des crédits est générique et que la compensation peut se faire à</i>	

<i>une distance éloignée du lieu de l'impact (<math>k &lt; k_1</math>), les parties de la transaction choisiront plus facilement d'adopter le système du mitigation banking.....</i>	<i>61</i>
<i>Figure 18 - Schéma de la transaction de compensation, une transaction qui implique trois parties, le développeur responsable de l'impact, la banque responsable de la compensation et le régulateur garant de l'équivalence.....</i>	<i>66</i>
<i>Figure 19 - Localisation des quatre sites d'étude .....</i>	<i>68</i>
<i>Figure 20 - Communes de Saint-Just et de Saint-Nazaire-de-Pezan qui abritent la zone « Libellule » (Source: IGN GéoFla et Google Map) .....</i>	<i>69</i>
<i>Figure 21 - Organisation de la zone « Libellule » (Source : Lyonnaise des Eaux).....</i>	<i>70</i>
<i>Figure 22 - Localisation du site de Port 2000 et des mesures environnementales qui ont accompagné le projet (Image: IGN GéoFla et Google Earth).....</i>	<i>71</i>
<i>Figure 23 - (A): Port 2000 ; (B) Reposoir sur dune ; (C) Îlot reposoir(D) Méandre (Images : GPMH).....</i>	<i>72</i>
<i>Figure 24 - Localisation du marais de Kervigen - en bleu les communes impliquées dans le SAGE de la baie de Douarnenez (Image : CG 29 - IGN GéoFla) .....</i>	<i>73</i>
<i>Figure 25 - Vue aérienne du marais de Kervigen (Image Google Earth) .....</i>	<i>74</i>
<i>Figure 26 - A gauche: localisation du ruisseau des Vurpillères (Image : INSEE, IGN GéoFla). À droite vue aérienne des ruisseaux qui alimentent le lac de Remoray, en bleu le tracé actuel et en rouge le tracé avant restauration</i>	<i>75</i>
<i>Figure 27 - Typologie des formes hybrides étudiées par rapport à la spécificité du capital naturel et aux mécanismes de coordination impliqués dans le pilotage des transactions.....</i>	<i>81</i>
<i>Figure 28 - Représentation des impacts temporaires à compenser dans le cadre d'un dommage accidentel. <math>t_i</math>: impact, <math>t_{R1}</math>: début de la restauration primaire, <math>t_{Rf}</math>: retour à l'état de référence après la restauration primaire, <math>t_{Rn}</math>: retour à l'état de référence par régénération naturelle. ....</i>	<i>82</i>
<i>Figure 29 - Représentation des gains associés au projet de compensation. <math>t_i</math>: impact, <math>t_c</math>: mise en place de la compensation, <math>t_M</math>: maturité du projet de restauration compensatoire.....</i>	<i>84</i>
<i>Figure 30 - Schéma de l'organisation des projets d'investissement dans du capital naturel.....</i>	<i>94</i>
<i>Figure 31 - Forme organisationnelle de la gouvernance trilatérale dans les projets d'investissement dans la restauration des écosystèmes (adapté de Reve et Levitt, 1984).....</i>	<i>103</i>
<i>Figure 32 - Schéma de la place et du rôle de la zone humide restaurée par rapport à la station d'épuration (STEP). La STEP reçoit une eau de qualité <math>E_i</math>, qu'elle traite jusqu'à atteindre une qualité <math>E_{STEP}</math>. La zone humide reçoit une eau de qualité <math>E_{STEP}</math>, du fait de ses services d'autoépuration, la qualité de l'eau est modifiée en <math>E_{ZH}</math> de plus la zone humide fournit d'autres services qui sont appelés <math>SE_{ZH}</math>.....</i>	<i>109</i>
<i>Figure 33 - Distribution of the cost variable in ONEMA projects (vertical line represents a change in the interval on the horizontal axis).....</i>	<i>131</i>
<i>Figure 34 - Distribution of the cost variable for NRDA projects .....</i>	<i>132</i>
<i>Figure 35 - Box plot of the cost variable for each database (extremes indicate minimum and maximum values; the size of the box is limited by the first and third quartile and the middle line indicates the median value of the sample).....</i>	<i>132</i>



<i>Figure 36 - Box plot of the cost variable for each ecosystem using data from all databases (extremes indicate minimum and maximum values, the size of the box is limited by the first and third quartile and middle line indicates the median value of the sample).</i> .....	134
<i>Figure 37 - Issues tackled by projects in each database.</i> .....	135
<i>Figure 38 - Distribution of projects in scientific literature according to the pressure faced by ecosystems (the dots indicate the number of projects and the bars mean project cost according to type of work).</i> .....	136
<i>Figure 39 - Type of work done in each project (the dots indicate the number of projects and the bars the mean project cost according to type of work).</i> .....	138
<i>Figure 40 - Location and impact of climate on projects (dots indicate the number of projects and bars indicate mean project cost per State)</i> .....	139
<i>Figure 41 - Results of the Factor Analysis of Mixed Data for the COST, SIZE and CLIMATE variables in the NRDA database. Graph on the left indicates the individuals and the levels of the CLIMATE variable and graph on the right indicates the correlation circle.</i> .....	140
<i>Figure 42 - Évolution dans le temps de la demande pour des permis d'autorisation à impacter des zones humides et proportion des permis accordés et des permis refusés</i> .....	151
<i>Figure 43 - Carte du nombre de permis d'impacter les zones humides par district de l'USACE</i> .....	152
<i>Figure 44 - Répartition du nombre de banque en fonction du nombre de crédits libérés et vendus.</i> .....	153
<i>Figure 45 - Carte du nombre de banques par district de l'USACE</i> .....	154
<i>Figure 46 - Carte du nombre de crédits libérés par district de l'USACE</i> .....	154
<i>Figure 47 - Carte du nombre de crédits vendus par district de l'USACE</i> .....	154
<i>Figure 48 - Évolution temporelle du nombre de banques et de la quantité totale de crédits libérés et vendus</i> .	156
<i>Figure 49 - Répartition du nombre de banques en fonction du nombre de transactions qu'elles ont réalisées</i> .	157
<i>Figure 50 - Carte du nombre de transaction réalisées par district de l'USACE</i> .....	158
<i>Figure 51 - Évolution temporelle du nombre de transaction effectuées par les banques de zones humides.</i> .....	158
<i>Figure 52 - Carte du nombre de systèmes de classification différents utilisés par district de l'USACE</i> .....	162
<i>Figure 53 - Carte du nombre de systèmes d'évaluation différents utilisés par district de l'USACE</i> .....	162
<i>Figure 54 - Évolution du nombre de système de classification et de méthodes d'évaluation utilisées dans le mitigation banking pour contrôler la compensation.</i> .....	163
<i>Figure 55 - Représentation de la transaction que nous étudions dans le cadre de la compensation écologique. Il s'agit d'une représentation simple de la transaction destinée à faire apparaître les acteurs protagonistes (les deux parties et la partie tiers qui la régule) et leur rôle vis à vis du capital naturel au cœur de la transaction.</i> .	173
<i>Figure 56 - Représentation de l'organisation des acteurs protagonistes dans les deux systèmes de compensation étudiés.</i> .....	180
<i>Figure 57 - Arbitrage entre les deux systèmes de compensation selon l'exigence environnementale des règles de l'échange. Lorsque le système de classification des crédits est générique et que la compensation peut se faire à une distance éloignée du lieu de l'impact (<math>k &lt; k_1</math>), les parties de la transaction choisiront plus facilement d'adopter le système du mitigation banking.</i> .....	187

<i>Figure 58 - L'arbitrage en présence des trois grandes familles d'organisation (Williamson, 1991). Lorsque les investissements sont génériques (<math>k &lt; k_1</math>), les acteurs s'orienteront vers le marché pour encadrer leur relation. Lorsque le degré de spécificité des investissements est élevé (<math>k &gt; k_2</math>), c'est la solution de l'intégration verticale qui sera retenue. Entre les deux (<math>k_1 &lt; k &lt; k_2</math>), se situe la zone où dominant les arrangements "hybrides".</i>	192
<i>Figure 59 - Modification de l'arbitrage entre arrangement contractuel et coentreprise (joint venture) (adapté de Oxley, 1999). Les coûts de transaction liés à l'incertitude institutionnelle des arrangements contractuels augmente alors que la protection de la propriété intellectuelle diminue (<math>G_c</math> vers <math>G_c'</math>). Le point d'arbitrage entre la contractualisation et le recours au joint venture (<math>G_{jv}</math>) se déplace alors de <math>k_1</math> vers <math>k_2</math>.</i>	193
<i>Figure 60 - L'arbitrage en présence des trois grandes familles d'organisation (Williamson [1991]).</i>	197
<i>Figure 61 - Distribution des variables associées à la quantité de crédits.</i>	201
<i>Figure 62 - Distribution de la variable associée au nombre de transaction</i>	202
<i>Figure 63 - Nombre de banque par district de l'USACE</i>	203
<i>Figure 64 - Carte du nombre de permis d'impacter les zones humides par district de l'USACE</i>	204
<i>Figure 65 - Résultat de l'ACM, avec (a) le graphique des variables et (b) le graphique des individus avec les modalités.</i>	212
<i>Figure 66- Discretionary choice between organizational forms according to the level of transaction cost associated to the asset specificity</i>	223
<i>Figure 67 - Location of the study sites in France</i>	226
<i>Figure 68 - Typology of hybrids forms of our study sites in terms of the specificity of natural capital and coordination mechanisms involved in their functioning</i>	239
<i>Figure 69 - Map of the Libellule<sup>®</sup> zone (Image: Biotope)</i>	243
<i>Figure 70 - Aerial view of Port 2000 and the environmental measures accompanying the project (Image: Google Earth - Cnes/Spot Image 2013)</i>	244
<i>Figure 71 - Aerial view of Kervigen marsh (Image: Google Earth - DigitalGlobe 2013)</i>	245
<i>Figure 72 - Aerial view of the Vurpillères stream (Image Google Earth -GeoEye 2013)</i>	246
<i>Figure 73 - Changes in ecological services provision on sites of injury and compensation (adapted from Vaissière et al., 2013)</i>	251
<i>Figure 74 - Location of the four case studies in France</i>	256
<i>Figure 75 - Map of the Libellule zone (Image: Biotope)</i>	257
<i>Figure 76 - Aerial view of Port 2000 and the environmental measures accompanying the project (Image: Google Earth - Cnes/Spot Image 2013)</i>	261
<i>Figure 77 - Aerial view of Kervigen marsh (Image: Google Earth - DigitalGlobe 2013)</i>	261
<i>Figure 78 - Aerial view of the Vurpillères stream (Image Google Earth -GeoEye 2013)</i>	263