Université Libre de Bruxelles
Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire
Faculté des Sciences
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Les permis échangeables, une alternative crédible aux politiques *command-and-control* de conservation de la biodiversité ?

Mémoire de Fin d'Etudes présenté par
DE MUELENAERE, Lucas
en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Année Académique : 2010-2011

Directeur : Dr. Tom Bauler

Imprimé sur papier recyclé

Nature is dead! Long live Nature™ Inc.!

RÉSUMÉ

Ces dernières décennies, l'être humain a profondément transformé les écosystèmes présents sur la planète. Bien qu'elle ait permis une augmentation substantielle de notre production de biens matériels, cette transformation est aujourd'hui problématique car elle menace l'un des composants essentiels de notre survie sur Terre : la biodiversité. Composée d'une multitude d'espèces, de gènes et d'interactions, celle-ci nous rend en effet un nombre incalculable de services, allant de la production de notre nourriture à la régulation de notre climat. Sa disparition affecte donc notre bien-être et augmente notre vulnérabilité.

La perte d'habitat due au changement d'affectation des sols étant l'une des principales causes anthropiques de disparition de la biodiversité, différentes stratégies sont mises en œuvre pour introduire des pratiques d'utilisation des terres plus durables. Aujourd'hui, devant l'incapacité de la méthode *command-and-control* traditionnelle de mettre fin à la disparition de notre patrimoine naturel, une méthode alternative, basée sur les mécanismes de marché, est de plus en plus utilisée. Celle-ci s'efforce de faire rimer protection de la Nature avec rentabilité en intégrant les externalités au sein de la sphère économique.

Dans le cadre du présent mémoire, nous avons choisi de nous intéresser à l'un des instruments préconisés par cette approche de marché : l'*habitat banking*. Malgré d'importantes limites, l'application de permis échangeables à la conservation de la biodiversité est en effet une pratique de plus en plus utilisée pour réconcilier aménagement du territoire avec conservation de la biodiversité et constitue donc un sujet d'étude d'une brûlante actualité.

Nous nous sommes donc plongés dans les questions d'équivalence écologique et avons tenté de répondre à la question de l'efficacité d'un tel instrument pour protéger la biodiversité. Pour ce faire, après avoir défini de façon théorique l'*habitat banking*, nous avons découvert les nombreux dangers qui lui sont liés en étudiant son application pratique aux Etats-Unis. Ces recherches préliminaires nous ont amenés à constater l'important nombre de critiques faites à l'égard des permis échangeables mais aussi la quasi absence de rejet univoque du mécanisme. Nous nous sommes alors attardés à décrire le débat entourant les règles d'échange applicables à l'*habitat banking* et les visions de la durabilité qu'elles véhiculent.

Enfin, arrivés à la fin de notre tour d'horizon du mécanisme, nous nous sommes rendus compte de la complexité de la problématique et avons décidé de nous frotter à la réalité du terrain en interrogeant les acteurs d'un système de permis échangeable très récent, le projet pilote de Cossure, afin d'avoir leurs impressions sur l'efficacité et sur l'avenir de ce type de mécanisme.

Nous en concluons que, si les permis échangeables doivent encore prouver qu'ils permettent d'échanger des habitats écologiquement équivalents, il est trop hâtif de jeter le bébé avec l'eau du bain. Dans le cadre d'une société comme la nôtre, basée sur le développement – pas toujours durable – du territoire, un mécanisme de permis échangeable dispose en effet de caractéristiques intéressantes, qui peuvent nous aider à faire prendre conscience aux entreprises comme aux particuliers du lourd fardeau qu'ils font peser sur l'environnement et de son coût.

Mots-clés : politiques de conservation, biodiversité, mécanismes de marché, permis échangeables, *habitat banking*, utilisation des terres

REMERCIEMENTS

L’écriture du présent mémoire a été rendue possible par l’aide, le soutien et l’amitié de nombreuses personnes, à qui je souhaite adresser mes plus sincères remerciements.

Merci donc à Tom Bauler de m’avoir enseigné les bribes d’économie environnementale que je connais, d’avoir su – par-delà les frontières – me guider dans l’écriture de mon mémoire et d’avoir supporté avec stoïcisme mon envahissante présence et mes requêtes incessantes tout au long l’année.

Merci à Mme Ring de m’avoir mis en contact avec l’équipe du TEEB à Leipzig, où j’ai notamment pu rencontrer Mlle Wissel, M. Wätzold et M. Schröter-Schlaack dont l’aide et l’expérience m’ont été précieuses au début de mes recherches.

Merci à mes amis allemands et suisses pour le soutien et l’amitié qu’ils m’ont apporté pendant toute l’année et pour avoir supporté mes explications incertaines sur l’*habitat banking* après m’avoir posé la fatidique question de mon sujet de mémoire.

Merci à tous les amis rencontrés à l’IGEAT – qui sont trop nombreux pour être cités – et en particulier à Patrick et Valentin, pour m’avoir fait passer deux années de Master formidables.

Merci à toute la clique : Guillaume, Wizy et Thomas, pour leur amitié jamais prise en défaut et pour tous les moments passés ensemble qui m’ont maintenu le moral au beau fixe.

Merci à Romain, avec qui j’ai partagé une grande partie des aventures vécues au cours de cette dernière année, pour tout. L’incroyable Erasmus, les voyages aux quatre coins de l’Europe, les milles et unes discussions mais aussi la méthode de travail et l’envie de toujours vouloir faire mieux.

Merci enfin à ma famille, que je ne remercierai jamais assez, de m’avoir aidé à trouver ma voie, d’avoir toujours cru en moi et de m’avoir soutenu et aidé du début à la fin de ma Tâche.

TABLE DES MATIERES

INTRODUCTION 1

I. MISE EN CONTEXTE 5
1.1. Avant-propos : biodiversité et services écosystémiques 5
1.1.1. Définitions 5
1.1.2. Pourquoi protéger la biodiversité? 8
1.1.3. Quels sont les facteurs contribuant à la disparition de la biodiversité ? 9
1.1.4. L'affectation des sols et les mesures *command-and-control* 11
1.2. Conserver la biodiversité grâce aux marchés 13
1.2.1. Introduction théorique 13
1.2.2. Venir à bout des défaillances : les instruments de marché 15
1.3. Conclusion 18

II. L'*HABITAT BANKING* : DÉFINITION THÉORIQUE 19
2.1. La compensation au sein de la hiérarchie de l'atténuation 20
2.2. L'*habitat banking*, un mécanisme de compensation 21
2.2.1. L'évaluation de l'équivalence écologique 22
2.2.2. Le débit 23
2.2.3. Le crédit 25
2.3. L'*habitat banking*, extension de la compensation traditionnelle 26
2.4. Avantages théoriques de l'*habitat banking* 28
2.5. Inconvénients théoriques de l'*habitat banking* 30
2.5.1. L'importance du choix de l'unité de mesure 30
2.5.2. La nécessité d'institutions indépendantes 30
2.5.3. Les limites de la restauration 31
2.5.4. Le besoin d'importants moyens de surveillance 32
2.6. Conclusion 32

III. DIFFICULTÉS D'APPLICATION : LE CAS AMÉRICAIN 35
3.1. Le *Wetland Mitigation Banking* aux Etats-Unis 35
3.1.1. Mise en contexte 35
3.1.2. Évolutions successives du *Wetland Mitigation Banking* 36
3.1.3. Analyse et déroulement d'une compensation type 38
3.1.4. Le rôle de l'*US Army Corps of Engineer* 40
3.2. Difficultés pratiques rencontrées 41
3.2.1. L'hectare-pour-hectare, une unité de mesure remise en question 41
3.2.2. Un monitoring critiqué 42
3.2.3. La problématique de l'expertise scientifique 42
3.2.4. Les effets pervers entraînés par la course à la rentabilité 43
3.3. Conclusion 45

IV. ADAPTATIONS POSSIBLES A L'*HABITAT BANKING* 47
4.1. Aperçu du débat sur les règles d'échange 47
4.1.1. Mise en contexte 47

4.1.2. De l'importance de l'activité sur un marché de permis 48
4.1.3. Infongibilité de type et ratios d'échange 50
4.1.4. Infongibilité spatiales et interdépendances 51
4.1.5. Infongibilité de temps et gains de conservation temporaires 53
4.2. Les normes de l'*habitat banking* et notre conception de la durabilité 55
4.2.1. Durabilité forte vs. durabilité faible 55
4.3. Conclusion 56

V. CAS D'ÉTUDE : LE PROJET-PILOTE "COSSURE" 59
5.1. Méthodologie 60
5.2. Mise en contexe : la compensation en France 62
5.3. Description de l'opération "Cossure" 63
5.3.1. Situation géographique et écologique 63
5.3.2. Compenser *via* des unités "Cossure" 66
5.3.3. Exemple d'application 68
5.4. Conclusion 70

CONCLUSION 73

BIBLIOGRAPHIE 77

LISTE DES FIGURES ET DES ILLUSTRATIONS

Figure 1 – Les services écosystémiques et leurs liens avec le bien-être humain 7
Figure 2 – Taux d'extinction par milliers d'espèces par millénaire 11
Figure 3 – Fonctionnement des différents types d'instruments de marché 17
Figure 4 – La hiérarchie de l'atténuation 21
Figure 5 – Anatomie du débit d'un projet de compensation 24
Figure 6 – Anatomie d'un crédit de création 25
Figure 7 – Anatomie d'un crédit de protection 26
Figure 8 – Illustration d'un gain net en biodiversité, atteint grâce à un projet de développement atténué et compensé 27
Figure 9 – Rôle joué par l'US Corps dans le *Wetland Mitigation Banking* 40

Illustration 1 – Localisation du projet pilote de Cossure 64
Illustration 2 – Panorama de la Crau 64
Illustration 3 – Outarde Canepetière (*Tetrax tetrax*) 65
Illustration 4 – Criquet Rhodanien (*Prionotropis hystrix rhodanica*) 65
Illustration 5 – Aperçu des travaux sur le site de Cossure 66
Illustration 6 – Aperçu des travaux sur le site de Cossure 66

LISTE DES ACRONYMES ET ABREVIATIONS

BBOP	*Business and Biodiversity Offsets Program*
CAC	*Command-and-control*
CDB	Convention sur la Diversité Biologique
CDC	Caisse des Dépôts et Consignations
CEEP	Conservatoire-Etude des Ecosystèmes de Provence/Alpes Sud
CORPS	*U.S. Army Corps of Engineer*
CNPN	Conseil National de la Protection de la Nature
CSRPN	Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel
CWA	*Clean Water Act*
DREAL	Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement
EIE	Etudes d'Impact Environnemental
EPA	*U.S. Environmental Protection Agency*
FWS	*U.S. Fish and Wildlife Service*
HB	*Habitat Banking*
MBI	*Market-Based Instruments*
MEA	*Millenium Ecosystem Assessment*
PACA	Région de Provences-Alpes-Côtes d'Azur
TEEB	*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*
WMB	*Wetland Mitigation Banking*

INTRODUCTION

Si on tient compte de sa présence sur l'entièreté du globe, de sa capacité à modifier son habitat et de son aptitude à supplanter tous ses concurrents, l'espèce humaine est devenue, au cours du dernier Millénaire, la plus accomplie à jamais avoir vécu sur Terre. Dominant aujourd'hui sans partage, elle doit pourtant encore confirmer sa capacité à régner sur le long terme. Rapportée à des temps géologiques, l'évolution humaine n'a en effet guère duré plus qu'un battement de cils et les possibilités de sortie de route sont nombreuses. L'évolution stupéfiante de nos connaissances, de notre technologie et de notre culture observée ces dernières décennies a ainsi entraîné une telle augmentation de notre impact sur la Nature que les bases même de la survie humaine, les services écosystémiques[1], vacillent.

La biosphère subit en effet de nombreux changements d'origine anthropique, qui menacent les fragiles équilibres naturels. Ces changements peuvent être tant locaux (*e.g.* pollution) que globaux (*e.g.* réchauffement climatique) et modifient les écosystèmes ainsi que les services qu'ils nous rendent. La biodiversité, qui contribue de façon directe et indirecte à nous fournir ces services, décline ainsi à une vitesse alarmante, affectant négativement le bien-être humain en augmentant notamment notre vulnérabilité aux désastres naturels et en diminuant notre sécurité énergétique et alimentaire.

Toutefois, bien que les signes de la raréfaction des ressources terrestres soient de plus en plus apparents, nous avons de la peine à identifier les actions appropriées pour inverser la tendance. A politique inchangée, l'avenir s'annonce pourtant sombre. Les changements globaux pouvant être décalés de plusieurs décennies, nous ne subissons aujourd'hui que partiellement les effets de notre mode de vie actuel. Leurs conséquences ne se feront en effet pleinement sentir que dans plusieurs générations, au cours desquelles la population humaine devrait dépasser le seuil des neuf milliards d'individus. Par ailleurs, un autre facteur – autrement plus inquiétant que l'augmentation de la population – doit également être pris en compte : la croissance de la production matérielle, conséquence de la diffusion des modèles de consommation de masse.

Face à cet état de fait, les acteurs politiques ont comme défi de créer des institutions robustes, permettant d'utiliser durablement les terres et les ressources présentes sur notre planète. Ces dernières années, devant les limites des mesures traditionnelles de conservation de la biodiversité et leur échec à freiner l'érosion de notre patrimoine naturel, une nouvelle approche monte en puissance. Celle-ci base son raisonnement sur la théorie économique de l'environnement et tente d'introduire des pratiques plus durables d'utilisation des terres en modifiant les incitants économiques des acteurs concernés.

C'est dans cette vision théorique que s'inscrivent les permis échangeables. Concrètement, lorsqu'ils sont appliqués à la biodiversité, ils s'efforcent de réconcilier développement économique et

[1] Le terme "service écosystémique" désigne les bénéfices que les sociétés humaines retirent d'une multitude de ressources et de processus fournis par les écosystèmes. Ils se distinguent des autres fonctions écosystémiques par le fait qu'il existe une demande humaine pour ces éléments (MEA, 2005).

protection de la nature en créant des marchés de permis de conservation. Ainsi, selon cette logique, toute agent économique est autorisée à avoir un impact sur l'environnement à condition de le compenser en entreprenant ou en finançant des actions de réhabilitation du milieu au minimum équivalentes aux dégâts infligés. Ces actions de réhabilitation génèrent des crédits, tandis que les dégâts infligés engendrent des débits ; les propriétaires fonciers se les échangent ensuite sur un marché qui permet en théorie d'atteindre l'allocation optimale des terres.

Pour être économiquement efficace, ce mécanisme – appelé *habitat banking* – nécessite des unités simples et facilement échangeables ; il se heurte toutefois à l'hétérogénéité des écosystèmes et de la biodiversité lorsqu'il leur est appliqué. Comment, en effet, réduire à une dimension unique des "biens" aussi hétérogènes que les biotopes terrestres sans risquer d'aggraver la situation ?

Un sujet aussi controversé que la marchandisation de la Nature suscite évidemment bon nombre de questions. Un tel instrument est-il souhaitable ? Son efficacité est-elle assurée ? Quelles sont les limites que nous pouvons lui apporter ? Comment réagit-il en cas de conflit entre les nécessités économiques et les impératifs écologiques ? Dans le présent mémoire, nous prendrons le temps de nous y pencher et répondrons ainsi à notre question de recherche principale : **l'*habitat banking* est-il un mécanisme envisageable pour enrayer l'érosion de la biodiversité ?**

Nous émettons à ce sujet l'**hypothèse** que, si la conservation par le marché permet de prendre en compte certains aspects spécifiques de la complexité du vivant, elle comporte certaines limites qui l'empêchent d'en saisir l'intégralité. Par conséquent, un mécanisme tel que l'*habitat banking* nous semble à première vue incapable d'assurer avec certitude l'arrêt du déclin de la biodiversité et ne devrait être mis en œuvre qu'avec précautions.

La tâche étant conséquente et couvrant de nombreux domaines, nous avons divisé notre travail en cinq chapitres distincts, détaillant chacun un aspect précis de notre problématique :

- Le **premier chapitre** sert de mise en contexte. Il se base dans un premier temps sur la littérature scientifique pour préciser ce que recouvre le terme "biodiversité" et introduit la notion de services écosystémiques. Il développe ensuite les multiples facteurs causant leur déclin et les méthodes traditionnellement mises en œuvre pour le freiner. Il se clôture, enfin, par une introduction à la conservation par le marché *via* une description de la théorie économique sur laquelle elle se base et des différents instruments qu'elle se propose d'utiliser.
- Le **deuxième chapitre** définit de façon théorique l'un des instruments proposés par cette approche alternative de la conservation : les permis échangeables. Nous nous y interrogeons sur les multiples éléments qui les composent, sur les difficultés qui émergent lors de leur conception, mais aussi sur leurs avantages – qui ont mené, ces dernières décennies, à leur adoption de plus en plus fréquente par les décideurs politiques.

- Le **troisième chapitre** a pour objectif de découvrir une application concrète de l'*habitat banking* et de développer les difficultés pouvant être rencontrées lors de sa mise en œuvre pratique. Pour ce faire, nous nous y intéressons au premier mécanisme de ce type à avoir vu le jour : le *Wetland Mitigation Banking* américain.
- Le **quatrième chapitre** part de la constatation selon laquelle beaucoup de chercheurs sont très critiques vis-à-vis de l'*habitat banking*, mais que seul un petit nombre d'entre eux le rejette totalement. Il propose alors un aperçu de l'intense débat portant sur les améliorations et les limites qu'il est possible d'apporter aux permis échangeables et met en évidence les inévitables compromis qu'il s'agit de passer lors de l'élaboration d'un tel mécanisme.
- Enfin, le **cinquième chapitre** tente de répondre à notre question de recherche en mobilisant, d'une part, les connaissances acquises lors des quatre chapitres précédents et, d'autre part, en se frottant à la réalité du terrain grâce à des entretiens réalisés avec des acteurs mettant en œuvre un exemple très récent d'*habitat banking* en Europe, le projet-pilote de Cossure (France).

CHAPITRE 1 MISE EN CONTEXTE

Avant de nous plonger dans l'étude des mécanismes complexes de cet instrument qu'est l'*habitat banking*, il nous semble important de préciser quelques concepts qui nous permettront de véritablement saisir le contexte dans lequel celui-ci va être mis en œuvre. Connaître la signification précise de termes tels que "biodiversité" et "services écosystémiques" ainsi que la relation qui lie ces deux concepts au bien-être de nos sociétés nous semble nécessaire pour comprendre l'impact de la disparition de la biodiversité sur nos modes de vies et l'impératif croissant d'adopter des mesures de conservation efficaces.

La première partie de ce chapitre introductif éclairera donc le lecteur sur les innombrables services que nous rend la Nature (1.1.1) et sur les différentes raisons de protéger la biodiversité (1.1.2) des effets souvent néfastes qu'ont sur elle les activités humaines (1.1.3). Nous détaillerons ensuite les mesures traditionnellement prises pour atténuer l'impact des principaux facteurs anthropiques de disparition de la biodiversité et mettrons en évidence les limites dont elles sont sujettes (1.1.4).

La seconde partie de notre mise en contexte s'attardera, quant à elle, sur une approche alternative remportant un succès croissant lorsqu'il s'agit de prendre des mesures de conservation : l'utilisation d'instruments de marché. Pour ce faire, nous introduirons tout d'abord le lecteur aux bases théoriques de l'analyse économique de l'environnement (1.2.1) avant de distinguer les différents types de mécanismes de marché et leurs caractéristiques lorsqu'ils sont appliqués à la conservation de la biodiversité (1.2.2).

Le présent chapitre répond donc aux questions suivantes : *qu'est-ce que la biodiversité, quels services nous rend-elle et quel est l'impact de sa disparition sur nos sociétés ? Quels sont les facteurs de sa disparition et que faisons-nous pour la limiter ? Que peuvent, dans ce cadre, apporter les mécanismes de marché ?*

1.1 Avant-propos : biodiversité et services écosystémiques

1.1.1 Définitions

Pouvant être décrite sommairement comme la "diversité de la vie sur Terre", la biodiversité est formellement définie par la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) comme étant la "variabilité des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques ainsi que les complexes écologiques dont ils font partie ; cela comprend la diversité au sein des espèces, entre les espèces ainsi que celle des écosystèmes" (Nations Unies, 1992 : 3).

I – MISE EN CONTEXTE

La biodiversité est composée de plusieurs niveaux distincts :

- La **diversité génétique**, que l'on peut définir comme la variété et les différents types de gènes au sein d'une espèce ou d'une population. Elle est la base de l'évolution, c'est d'elle que dépend l'adaptation des populations aux conditions locales.
- La **diversité spécifique**, qui fait référence à la variété d'espèces différentes rencontrée au sein d'un écosystème donné. On estime ainsi qu'il existe entre 5 et 30 millions d'espèces sur Terre et que seuls 1,7 à 2 millions d'entre elles ont été identifiées (MEA, 2005).
- La **diversité écosystémique** qui correspond à la diversité des écosystèmes[2] et des biomes[3] présents sur Terre, des interactions des populations naturelles et de leurs environnements physiques.

Loin d'être réductible à une simple énumération des différentes espèces, variations génétiques et écosystèmes présents sur notre planète, le concept de biodiversité recouvre donc également les relations entre ces différents éléments. Il englobe ainsi non seulement la richesse et la multiplicité de formes que peut prendre le vivant, mais également les interactions que ces formes tissent entre elles depuis des millénaires (Weber & Latelin, 2004).

La notion de **service écosystémique**, elle, découle d'une évaluation écologique, économique et sociale de la biodiversité. Empreinte d'anthropocentrisme, cette notion peut être définie comme les "bienfaits que les hommes obtiennent des écosystèmes" (MEA, 2005 : 11). Il s'agit donc de l'ensemble des facteurs naturels qui soutiennent et créent les conditions de vie nécessaires à l'existence de l'Humanité. Les services écosystémiques peuvent être classés selon plusieurs méthodes, la plus couramment utilisée étant celle du *Millenium Ecosystem Assessment*. Celle-ci distingue quatre grandes familles de services (MEA, 2005) :

1. **Les services d'approvisionnement** : qui sont les produits que nous retirons des écosystèmes (*e.g.* nourriture, ressources génétiques, eau, fibres).
2. **Les services de régulation** : qui sont les services que nous obtenons grâce aux processus de régulation qui se déroulent au sein de ces mêmes écosystèmes (*e.g.* régulation de l'eau, du climat).
3. **Les services culturels** : que l'on peut définir comme les services non-matériels que nous retirons de la Nature (*e.g.* tourisme, inspiration créatrice ou spirituelle, récréation)

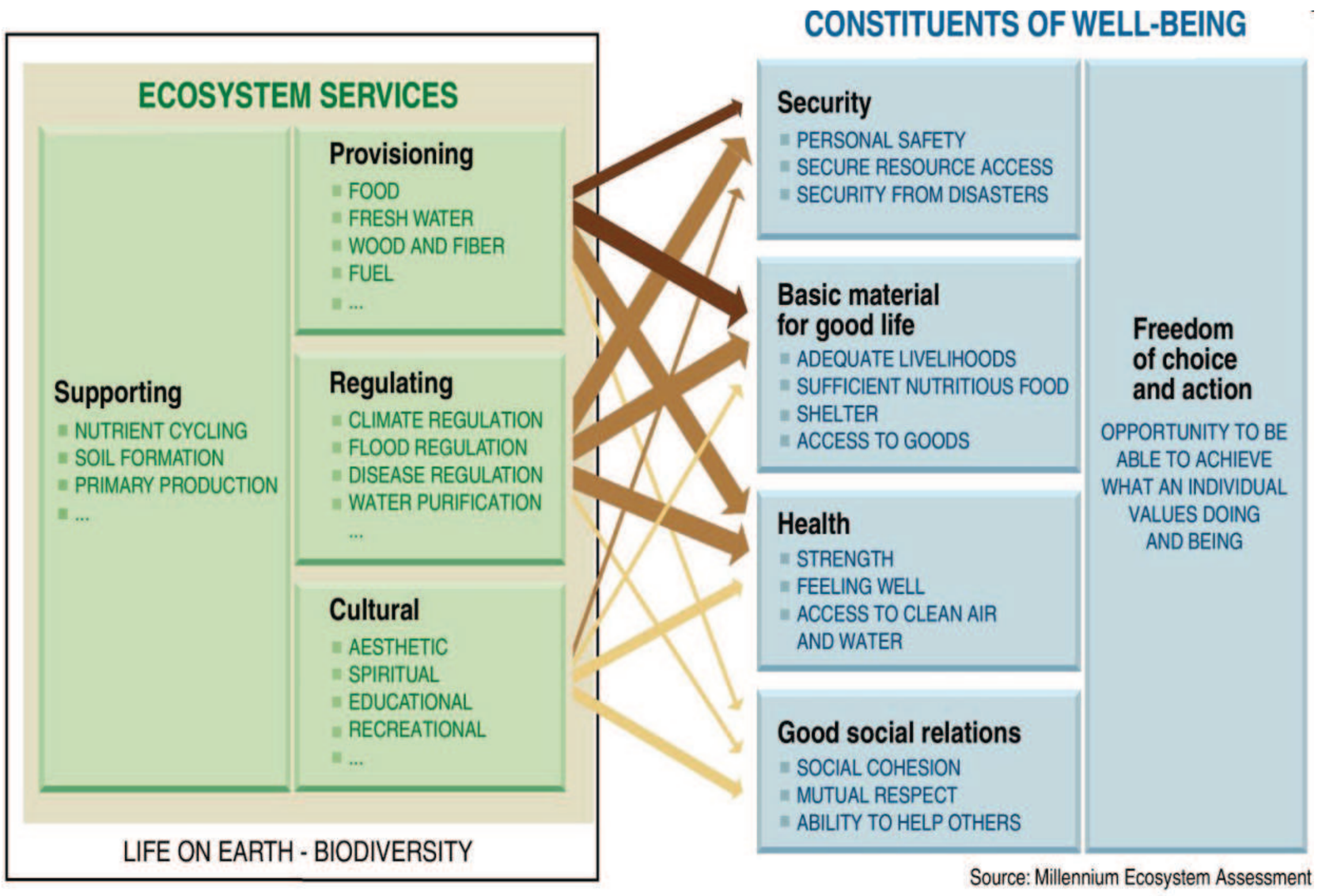
---

[2] "Un écosystème est un système formé par un environnement (biotope) et par l'ensemble des espèces (biocénose) qui y vivent, s'y nourrissent et s'y reproduisent" (Dictionnaire Larousse, 2011).

[3] "On peut distinguer dans la biosphère, à la surface des divers continents, des écosystèmes très étendus, dénommés macro-écosystèmes, chacun étant associé à un type de climat particulier. On désigne sous le terme de "biome" chacune des communautés vivantes spécifiques à un macro-écosystème – les macro-écosystèmes se caractérisant en effet par des communautés d'espèces vivantes qui leur sont propres. Ainsi, les forêts pluvieuses tropicales, les forêts méditerranéennes ou encore les steppes tempérées correspondent à autant de biomes distincts." (Dictionnaire Larousse, 2011).

4. **Les services de soutien** : qui sont nécessaires à la production des trois autres catégories de services écosystémiques (*e.g.* photosynthèse, cycles de nutriments, cycle de l'eau).

Figure 1 : les services écosystémiques et leurs liens avec le bien-être humain



Source : MEA (2005)

Outre les différents services culturels, d'approvisionnement, de soutien et de régulation qu'elle nous rend, la biodiversité est également l'un des composants essentiels de la résilience écologique. En effet, au sein d'un groupe fonctionnel, plus le nombre d'espèces est important, plus la perte de l'une d'entre elles peut être compensée par d'autres espèces aux fonctions similaires (Walker & Pearson, 2007). Par conséquent, bien que la dégradation de la biodiversité n'affecte pas systématiquement les écosystèmes à court terme, elle réduit néanmoins leur capacité à s'adapter aux perturbations de leur environnement (Hooper *et al.*, 2005 ; Muradian, 2001). La biodiversité joue donc un rôle important au bon fonctionnement et à la résilience des écosystèmes et des services qu'ils nous fournissent.

1.1.2 Pourquoi protéger la biodiversité ?

Enjeux sociaux, politiques et éthiques

Le *Millenium Ecosystem Assessment* a mis en évidence que la perte de biodiversité et la dégradation des services écosystémiques "contribue – directement ou indirectement – à une dégradation de la santé, à une plus grande insécurité alimentaire, à une augmentation de la vulnérabilité (*e.g.* vulnérabilité aux désastres naturels), à une moindre richesse matérielle, à une détérioration des relations sociales ainsi qu'à moins de liberté de choix et d'action" (MEA, 2005 : 30). La protéger est d'autant plus important qu'en plus d'assurer le bien-être matériel et social de nos sociétés, elle est aussi source d'opportunités futures dans un certain nombre de domaines, tels que la découverte de nouveaux médicaments, l'innovation technique ou l'adaptation aux changements climatiques (Blondel, 2003 ; Sutherland *et al.,* 2008).

Les conséquences de la perte de biodiversité ne sont par ailleurs pas uniformément distribuées. D'une part, les régions du monde les plus riches en biodiversité – qui sont aussi les plus touchées par sa disparition – sont les plus pauvres économiquement. D'autre part, les personnes les plus pauvres sont aussi celles qui dépendent davantage des produits de la Nature pour se loger et se nourrir. Protéger la biodiversité est donc d'une importance capitale dans la lutte contre les inégalités sociales tant à l'échelle locale que globale (TEEB, 2008).

L'aspect éthique de la protection de la biodiversité ne doit pas non plus être oublié. En effet, bien que notre vision anthropocentrée accorde souvent une grande importance aux services que nous rend la biodiversité (*e.g.* approvisionnement en nourriture ou en fibres), la Nature possède également une valeur intrinsèque. Chacun de ses éléments est, en effet, le fruit d'une évolution qui s'est déroulée pendant plusieurs milliers d'années (Calame, 2008). Pour certaines personnes, la société a donc un impératif moral de conserver la biodiversité (Leakey & Lewin, 1995 ; Roughgarden, 1995), ce qui se traduit par des mesures protégeant le maximum d'espèces possible – sans se soucier de ce que nous pouvons en retirer (Armsworth, Kendall & David, 2004). Cet aspect éthique de la conservation se retrouve également dans un grand nombre de religions et de philosophies traditionnelles qui font référence au droit à la vie de toutes les espèces vivantes.

Enjeux économiques

Un autre argument en faveur de la conservation de la biodiversité peut être retrouvé dans la littérature économique. Selon ce point de vue, les écosystèmes sont des actifs importants qui procurent des services non négligeables à nos sociétés. La biodiversité ne doit donc être conservée que dans la mesure où elle fournit des "retours sur investissements" comparables à ceux que les ressources mobilisées pour sa conservation auraient générés ailleurs dans l'économie (Armsworth, Kendall & David, 2004).

C'est *via* l'argumentaire des services écosystémiques que cette vision de la biodiversité va principalement se développer. Ces dernières années, en effet, un véritable changement d'utilisation du concept peut être observé. Initialement utilisés pour attirer l'attention et sensibiliser l'opinion publique à l'importance de la conservation de la biodiversité (*e.g.* de Groot, 1987 ; Ehrlich & Ehrlich, 1981 ou Westman, 1977), il existe aujourd'hui une véritable tendance à évaluer monétairement les services écosystémiques (*e.g.* Costanza *et al.,* 1997a) et à concevoir de mécanismes destinés à les monnayer comme de véritables marchandises sur des marchés potentiels (Gomez-Baggethun *et al*., 2010 ; Peterson *et al.,* 2010).

Très controversée sur le plan éthique et méthodologique (Peterson *et al.,* 2010 ; Spangenberg & Settele, 2010), cette tendance à l'évaluation économique de l'environnement a toutefois permis de mettre en évidence qu'économiquement parlant, la protection de la biodiversité est souvent une décision politique rationnelle (TEEB 2008).

Enjeux écologiques

Enfin, d'un point de vue strictement écologique, la biodiversité fait référence à la diversité du vivant et aux interactions entre les éléments biotiques et abiotiques assurant le bon fonctionnement des écosystèmes. Dans ce cadre, elle est un déterminant important de leur capacité de résilience et sa disparition entame les possibilités d'adaptation dont ils disposent pour faire face aux changements globaux (voir point 1).

1.1.3 Quels sont les facteurs contribuant à la disparition de la biodiversité ?

Depuis toujours, le processus d'évolution fait apparaitre et disparaitre un certain nombre d'espèces, au gré des changements terrestres globaux et locaux. L'extinction de certaines espèces est donc un phénomène normal de l'histoire de notre planète. Depuis l'apparition de la vie sur Terre, ces extinctions "normales" ont été ponctuées par cinq épisodes majeurs, au cours desquels le taux de disparition de la biodiversité s'est accéléré de façon brutale (Raup & Sepkoski, 1982).

La crise actuelle s'apparente à ces grands épisodes d'extinction non seulement par sa dimension globale, mais aussi par la large variété d'espèces qu'elle affecte. Au cours des derniers siècles, le taux d'extinction des espèces aurait ainsi plus que triplé : 12% des oiseaux, 23% des mammifères et 32% des amphibiens seraient aujourd'hui menacés d'extinction (MEA, 2005)[4]. Un processus d'homogénéisation, au cours les écosystèmes sont de plus en plus dominés par un petit nombre d'espèces adaptées à l'activité humaine, est également observé partout dans le monde – ce qui

[4] Notons toutefois qu'une étude publiée quelques semaines avant la remise du présent mémoire remet ces chiffres en cause et estime la perte de biodiversité comme étant 2,5 fois moins élevée qu'évaluée par le *Millenium Ecosystem Assessment*. Cette erreur serait due à la méthode d'évaluation du taux d'extinction utilisée par le MEA, appelée "relation espèces-surface", qui mènerait systématiquement à des estimations beaucoup plus élevées qu'observées sur le terrain (He & Hubbell, 2011).

constitue une perte supplémentaire de diversité qui est souvent oubliée si l'on ne se focalise que sur les chiffres absolus d'extinction (MEA, 2005).

La crise actuelle tire toutefois son originalité de ses origines anthropiques (Gibbs, 2001 ; Hooper *et al*., 2005 ; Ricklefs & Miller, 2003). En effet, bien que les raisons de la perte de biodiversité actuelle soient multiples et complexes, les facteurs humains – tels que la croissance de la population ou les changements dans notre mode de vie (*e.g.* l'augmentation de la consommation et de la mobilité individuelle) – sont sans aucun doute les principales causes des changements que nous observons aujourd'hui (MEA, 2005).

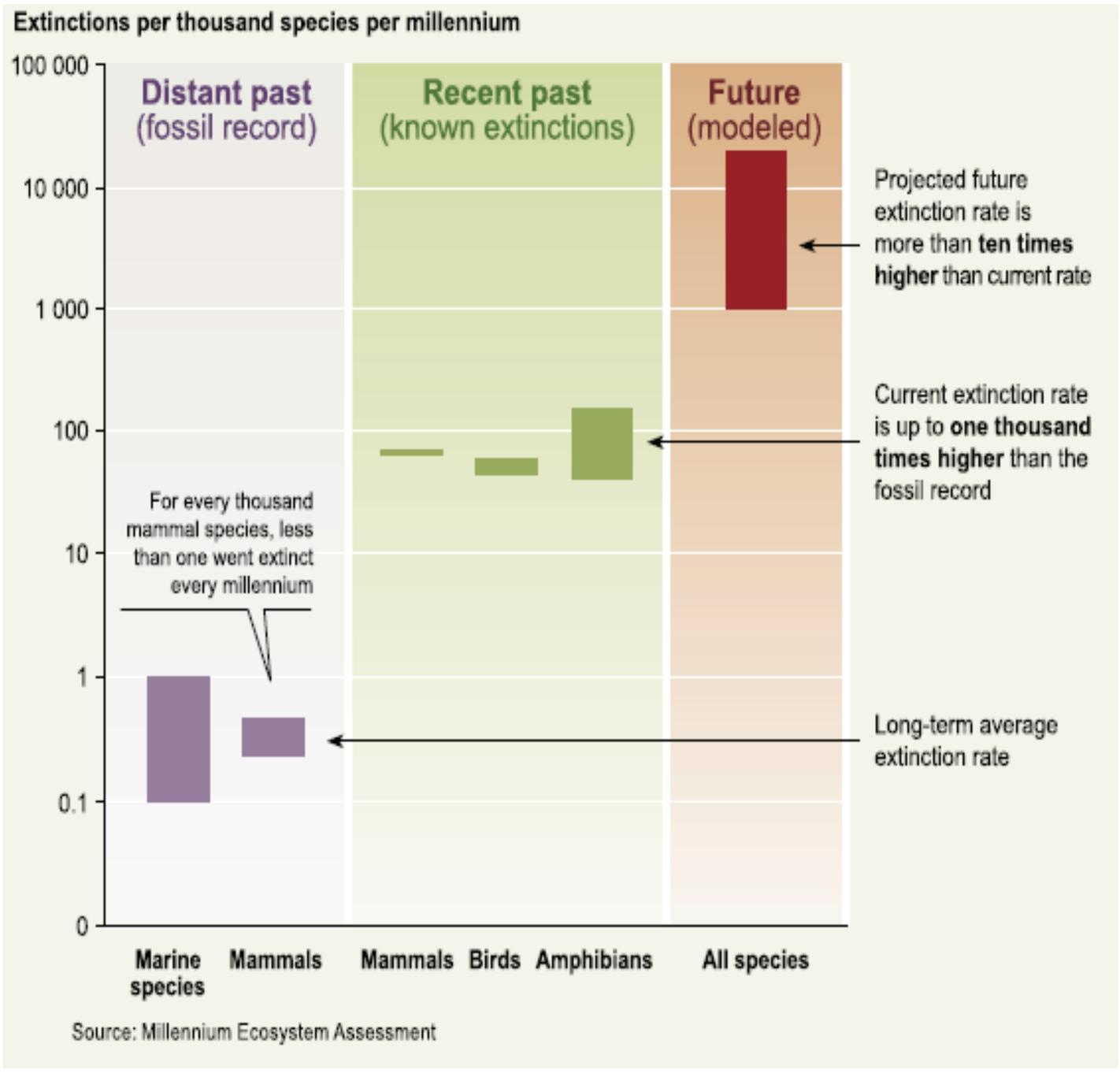
Il existe deux types de facteurs, naturels ou anthropiques, qui influencent le taux d'extinction de la biodiversité (MEA, 2005) :

1. Les **facteurs directs** qui sont les facteurs humains ou naturels causant directement des modifications au sein d'un écosystème, tels que le changement d'affectation des sols, le réchauffement climatique, les espèces invasives, la surexploitation des ressources ou la pollution.
2. Les **facteurs indirects** qui sont les causes sous-jacentes des changements écosystémiques, telles que la démographie, la culture, la religion, ou certains aspects sociopolitiques (comme les revenus, les modes de vies, etc.). Leur action est plus diffuse, ce sont eux qui influencent les facteurs de changement directs.

Les changements que l'on observe dans la composition de la biodiversité sont, la plupart du temps, causés par plusieurs de ces facteurs, en relation les uns avec les autres à plus ou moins long terme. L'accroissement de la population et du revenu moyen va par exemple interagir avec l'avancement technologique et mènera aux changements climatiques.

En outre, bien que ces facteurs soient plus importants que jamais au cours de l'histoire humaine, ils auront, dans le futur, tendance à se maintenir ou à s'aggraver (MEA, 2005). Il ne faut par conséquent pas s'attendre à une amélioration de la situation, mais plutôt à une hausse assez rapide du taux d'extinction de la biodiversité au cours des siècles à venir (Tilman *et al*., 2001 ; figure 2).

Figure 2 : taux d'extinction par milliers d'espèces par millénaire



Source : MEA (2005)

1.1.4 L'affectation des sols et les mesures *command-and-control*

Bien que l'importance de chaque facteur varie en fonction du type de système étudié et de la période historique concernée, les changements d'habitat et d'affectation des sols ont historiquement eu l'impact le plus important sur la biodiversité. On estime ainsi qu'entre 20 et 50% de 9 des 14 biomes existant sur notre planète ont été transformés en terres arables (MEA, 2005 ; Pimm & Raven, 2005). Ces changements peuvent prendre la forme d'une conversion[5], d'une dégradation[6] ou d'une fragmentation[7] (Armsworth, Kendall & David, 2004).

Traditionnellement, une approche *command-and-control* a été privilégiée pour freiner la perte de biodiversité imputée au changement d'affectation des sols (Hartig, 2009). Cette approche, comme

[5] Qui peut être définie comme l'altération d'un habitat naturel au point que celui-ci est incapable d'accueillir les espèces y vivant. Celles-ci sont donc contraintes de se déplacer ou de disparaître (Armsworth, Kendall & David, 2004).
[6] Qui recouvre les activités ou les événements réduisant la qualité d'un habitat sans le détruire totalement. La pollution ou les pesticides sont des exemples de causes anthropiques pouvant diminuer la qualité d'un habitat (Armsworth, Kendall & David, 2004).
[7] Qui décrit la destruction de zones continues d'habitats en unités individuelles plus petites (Armsworth, Kendall & David, 2004).

son nom l'indique, consiste à "commander" – c'est-à-dire à fixer des niveaux maximum de pollution ou de destruction –, avant de "contrôler" – c'est à dire de s'assurer qu'ils sont respectés et les faire appliquer si ce n'est pas le cas. Historiquement, elle s'est concrétisée sous deux formes différentes.

Premièrement, **sous la forme de politiques imposant une compensation des impacts écologiques négatifs engendrés par le développement économique**. Ces politiques ont toutefois eu tendance à donner naissance à des projets de compensation menés de façon individuelle et de façon non coordonnée (Briggs *et al*., 2009). De petites zones de restauration fragmentées, sans véritable planification spatiale et à l'impact écologique parfois critiqué ont ainsi vu le jour (Shabman & Scodari, 2004). Le *monitoring* d'un si grand nombre de projets étant coûteux en temps et en argent, la surveillance du bon fonctionnement de ces compensations s'est par ailleurs souvent avérée difficile. De nombreux projets furent ainsi abandonnés ou eurent des résultats médiocres, faute de fonds et de contrôle (Köck *et al.*, 2005).

Deuxièmement, **sous la forme de mesures désignant certaines régions devant être conservées de façon permanente.** Certains auteurs ont à ce sujet mis en évidence l'allocation parfois non rentable des zones protégées, qui serait parfois réalisée en ne tenant compte ni des coûts de conservation entraînés par les activités de restauration et d'entretien, ni des coûts d'opportunités engendrés par l'arrêt de certaines activités économiques sur le site concerné (Naidoo *et al.,* 2006 ; Polasky *et al.,* 2008). Cette prise en compte insuffisante de l'aspect économique lors de la planification de la conservation entraînerait la perte de ressources financières qui auraient pu être utilisées à d'autres fins, y compris à plus de protection de la biodiversité (Shogren *et al.,* 1999).

Par ailleurs, dans l'hypothèse où l'allocation des terres aurait été faite de façon rentable, le maintien de cette rentabilité est extrêmement difficile à obtenir de façon *top-down*. En effet, dans un environnement dynamique, les coûts d'opportunité varient de façon spatialement hétérogène au fil du temps et nécessitent donc d'adapter constamment la distribution des terres entre les activités de conservation et de développement économique (Armsworth *et al.*, 2006). Si une institution était chargée de faire ces adaptations, il est important de garder à l'esprit qu'elle serait soumise à d'intenses pressions politiques – concernant le choix d'une zone plutôt que d'une autre pour l'activité économique ou la protection de l'environnement – et devrait bénéficier d'importants moyens financiers pour rassembler la quantité d'informations nécessaire à un choix éclairé (Dreschler & Wätzold, 2009 ; Ring *et al.*, 2010).

Ainsi, bien qu'elles aient réussi à ralentir la destruction de certains habitats et eu du succès pour contrôler des problèmes tels que l'étalement urbain, il apparait de plus en plus clairement que les mesures de planification traditionnellement utilisées ne sont pas suffisantes pour limiter la perte actuelle de biodiversité (Hartig, 2009). C'est pourquoi, depuis plusieurs années, un intérêt croissant pour une forme alternative de conservation, basée sur des instruments de marché tels que les permis

échangeables ou les payements pour services écosystémiques, peut être observé (Jack *et al*., 2008 ; Salzman, 2005). C'est cette approche – et la logique sur laquelle elle se base – que nous allons maintenant introduire.

1.2 Conserver la biodiversité grâce aux marchés

1.2.1 Introduction théorique

L'analyse économique de l'environnement – dont se réclament les *market-based instruments*[8] (MBI) – se base sur plusieurs concepts issus de l'économie néoclassique qu'il s'agit d'avoir à l'esprit pour qui désire la comprendre. Le développement complet de cette théorie n'étant pas l'objectif du présent mémoire, nous nous contenterons d'en développer les grands traits et de renvoyer à Costanza *et al.,* (1997b) le lecteur intéressé par de plus amples informations.

Le point de départ de l'économie néoclassique est le modèle concurrentiel. Selon celui-ci, lorsqu'un certain nombre de facteurs sont réunis – notamment une concurrence pure et parfaite –, les préférences des agents, les ressources dont ils disposent, la valeur des biens[9] et les mécanismes du marché se chargent de répartir de façon optimale les ressources entre les différents acteurs. Le bien-être de la collectivité atteint donc son optimum – appelé optimum de Pareto – et il est impossible d'améliorer le bien-être d'un acteur sans détériorer celui d'un autre (Tietenberg & Lewis, 2008).

Pour que cette allocation optimale des ressources ait lieu, il faut que les décisions de chaque agent économique n'affectent les autres agents économiques que par l'intermédiaire du marché. Or, suite à diverses défaillances et imperfections, un certain nombre d'effets externes vont apparaître et faire diverger les coûts privés des coûts sociaux : les **externalités** (Vallée, 2000).

En ne considérant pas ces externalités, les marchés ne reflètent plus le véritable coût de production et de consommation d'un bien pour la société et n'arrivent plus à allouer les ressources de façon optimale. Les activités productrices d'externalités négatives – correspondant à une dégradation de l'environnement – voient donc leur coût sous-évalué alors que les activités productrices d'externalités positives voient, elles, leurs bénéfices sous-évalués (Tietenberg & Lewis, 2008).

Ces externalités sont inhérentes à la nature des biens et services environnementaux et sont notamment dues à l'absence de droits de propriété les caractérisant. En l'absence de droits de propriété, les *bénéfices individuels* retirés d'une utilisation excessive des ressources naturelles peuvent

[8] Que l'Agence pour l'Environnement Européen définit comme des "instruments cherchant à résoudre les externalités environnementales soit en intégrant les couts externes de production ou de consommation d'une activité via des taxes et des redevances, soit en créant des droits de propriété et en facilitant l'apparition de marchés de services environnementaux" (EEA, 2011).

[9] Qui est fonction de leur utilité et de leur rareté.

être plus élevés que les *coûts individuels*[10]. Ainsi, bien que la surexploitation des ressources actuelles ait des coûts sociaux plus élevés que les bénéfices que la société en retire (Costanza, 1997a), sa rentabilité pour certains acteurs la rend inévitable et crée un effet négatif net sur la richesse de notre planète, causant une perte de bien-être pour les générations présentes et futures. Ce phénomène, au cours duquel certains acteurs individuels détériorent des ressources partagées parce qu'ils peuvent passer outre les coûts que cela engendre chez les autres est appelé la *tragédie des communs* (Hardin, 1968).

Pour être efficaces, les droits de propriétés que possèdent les biens doivent posséder quatre caractéristiques essentielles (Vallée, 2000) : (i) l'*universalité*, c'est-à-dire le fait que toutes les ressources en soient l'objet, (ii) l'*exclusivité*, impliquant que l'ensemble des coûts et bénéfices engendrés par la possession ou l'usage d'un bien revienne à son propriétaire, (iii) la *transférabilité*, selon laquelle les agents peuvent échanger librement leurs droits de propriété et (iv) l'*applicabilité*, qui implique qu'un propriétaire est protégé contre l'action d'autrui sur ce qu'il possède. Ces critères ne sont pas respectés dans le cas des biens environnementaux collectifs et ceux-ci ne peuvent donc pas être gérés de façon efficace par le marché.

Définition économique des différents types de biens (Vallée, 2000)

	Exclusion possible	***Exclusion impossible***
Rivalité	Biens privés purs	Biens communs
Non-rivalité	Biens de club	Biens publics purs

Il est possible de mettre en évidence différents types de biens grâce au découpage selon les caractéristiques d'exclusion et de rivalité (Tietenberg & Lewis, 2008) :

- Un **bien privé pur** fait l'objet d'une consommation individuelle, empêchant quiconque d'autre de le consommer (*e.g.* aliments).
- Un **bien public pur**, qui peut être consommé en quantité égale par plusieurs personnes simultanément (*e.g.* éclairage public).
- Un **bien de club**, lui, peut faire l'objet d'une exclusion mais peut également être consommé simultanément par plusieurs utilisateurs tant qu'un effet d'encombrement n'a pas lieu (*e.g.* parc national).
- Enfin, un **bien commun** est un bien appartenant à tout un chacun mais dont l'utilisation est unique (*e.g.* champignons récoltés dans une forêt).

Les biens environnementaux appartiennent souvent aux trois autres catégories que les biens privés.

[10] Par exemple, un individu prenant l'avion retirera directement de nombreux bénéfices de ce voyage, tout en ne supportant que de très faibles coûts. En effet, les effets des changements climatiques n'apparaîtront que dans un futur plus ou moins proche et seront partagés entre la totalité de l'Humanité.

Selon cette vision des choses, la cause fondamentale de la mauvaise gestion environnementale n'est donc pas l'incapacité des marchés à atteindre l'optimum social, mais plutôt l'absence de droits de propriété caractérisant une grande partie de notre environnement naturel (Tietenberg & Lewis, 2008).

1.2.2 Venir à bout des défaillances : les instruments de marché

Nous l'avons vu, pour venir à bout de ces défaillances, la méthode traditionnelle et la plus directe est l'approche *command-and-control*. Toutefois, sa tendance à laisser très peu de marge de manœuvre aux entreprises – qui sont toutes obligées de s'adapter aux mêmes normes – a été vivement critiquée. Le coût de réduction des émissions polluantes variant d'une entreprise à l'autre, cette approche peut avoir un coût d'application global élevé et des effets contreproductifs en faisant peser un "coût de conformité" trop élevé sur certaines entreprises et trop faible sur d'autres (Stavins, 2002 ; Brauer *et al.*, 2006). Il est, en théorie, possible de résoudre ce problème en adaptant les normes aux entreprises de façon individuelle ; mais en pratique cela nécessite une telle quantité d'informations que les coûts qui en résultent sont trop importants pour rendre cette solution envisageable (Stavins, 2002). Il a également été reproché aux régulations *command-and-control* de ralentir le développement de technologies qui pourraient, si elles étaient adoptées, donner lieu à des niveaux de contrôle plus élevés.

Une méthode de lutte contre les externalités environnementales consiste **soit** à intégrer les coûts externes des activités de production et de consommation dans la sphère du marché grâce à des taxes ou à des charges financières, **soit** à élargir le marché afin de les incorporer dans la sphère économique en créant des marchés de droits de propriété régulant l'utilisation des services environnementaux (Brauer *et al.*, 2006). Ce sont ces solutions qu'appliquent les MBIs. La conservation de la biodiversité et de l'environnement devient donc un exercice de création et de réforme des incitants financiers, utilisés pour résoudre les problèmes environnementaux grâce au mécanisme des prix qui dirige l'action sociale (Whitten & Coggan, 2007).

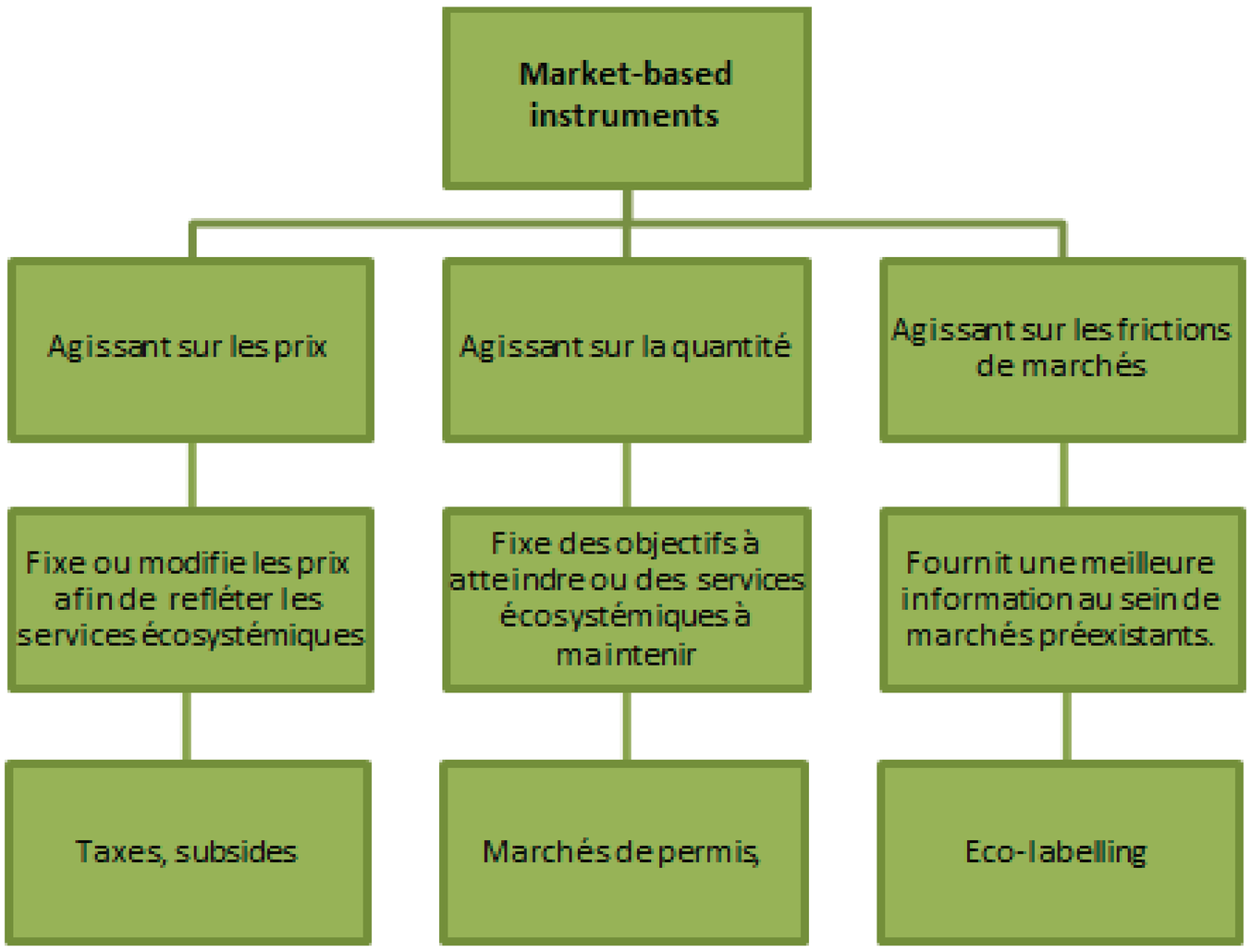
On distingue généralement les MBIs en trois grandes catégories (Brauer *et al.,* 2006) :

1. **Les MBIs agissant sur le prix** : ce type d'instrument vise à internaliser les coûts ou les bénéfices externes d'une activité ayant un impact sur l'environnement *via* des incitants directs positifs (*e.g.* subsides, exemptions d'impôts) ou négatifs (*e.g.* taxes). Selon cette vision des choses, les individus répondront au changement de prix en adoptant le comportement qui leur semblera le plus profitable : soit continuer à polluer mais en payer le prix, soit réduire son impact sur l'environnement. Si les incitants sont correctement conçus, cette approche doit mener à une utilisation plus durable des ressources. Ce type de mécanisme n'ayant toutefois aucune prise sur l'ampleur du changement de comportement qu'il entraîne, le risque de surexploitation est toujours présent (Coggan & Whitten, 2005).

2. **Les MBIs agissant sur la quantité** : également qualifiés d'incitants indirects, ces instruments créent un marché en distribuant des permis de mener une activité spécifique (*e.g.* émettre des gaz à effet de serre) et en permettant leur échange. En modifiant le nombre de permis distribué, ce mécanisme permet – en théorie – de contrôler l'ampleur que prend la dégradation de l'environnement (Rosales, 2005). Un tel instrument permet plus de flexibilité qu'un système de taxe, en permettant aux acteurs trouvant meilleur marché de changer leur comportement d'effectuer le gros de l'effort de réduction, avant d'ensuite revendre leurs permis aux acteurs rencontrant le plus de difficultés à le faire. (Brauer *et al*., 2006). Lorsqu'ils sont appliqués à la biodiversité, les gains d'efficacité qu'ils entraînent se reflètent en théorie dans l'allocation des zones de protection – qui se fait de manière la plus efficace possible entre développement et conservation, en fonction des coûts liés à chaque activité. S'agissant d'un instrument fixant une quantité de dégradation maximale plutôt que son prix, le coût des permis est inconnu *ex-ante* et peut fluctuer avec le temps. La rentabilité des différentes utilisations du sol (agriculture, développement économique, conservation, etc.) va donc influencer le prix de la conservation. Ces mécanismes ont beau avoir un potentiel plus élevé pour changer les comportements à long terme, ils nécessitent un niveau de contrôle plus élevé que les mécanismes agissant sur les prix (Coggan & Whitten, 2005)[11].
3. **Les MBIs agissant sur les frictions des marchés existants** : ces instruments ont pour objectif d'améliorer le fonctionnement des marchés existant en fournissant une meilleure information aux acteurs et en réduisant les coûts de transaction (*e.g.* labels). Il s'agit principalement de permettre aux producteurs de se différencier *via* la création de certificats et/ou de labels (Coggan & Whitten, 2005).

[11] Pour plus de différences entre l'*habitat banking* et les autres mécanismes de marché, nous redirigeons le lecteur intéressé à l'annexe 1 du présent mémoire.

Figure 3 : fonctionnement des différents types de MBIs



Source : adapté de Brauer *et al.*, (2006)

Les partisans de ces méthodes – de plus en plus nombreux ces dernières décennies[12] – estiment que la flexibilité qu'offrent les MBIs permet d'atteindre des objectifs environnementaux à un coût beaucoup moins élevé que lorsque des mesures CAC sont utilisées. Cette approche permet, en effet, aux entreprises de bénéficier d'une liberté d'action plus grande et d'agir en fonction de leurs coûts de réduction. Elles peuvent ainsi choisir entre continuer leur activité polluante et supporter le surcoût que cela entraîne (taxes ou achat de permis) ou diminuer leur impact sur l'environnement (Jenkins *et al.,* 2004). Cette liberté d'action permet souvent à ce type de politiques de bénéficier d'un plus haut taux d'acceptation chez les parties prenantes (Coggan & Whitten, 2005).

L'efficacité des MBIs est toutefois basée sur un certain nombre de postulats théoriques qui peuvent être remis en question. Les individus sont par exemple considérés comme rationnels et agissant systématiquement de manière à maximiser leur utilité lorsque leurs coûts et bénéfices varient. En outre, l'information dont ils disposent est, elle, considérée comme parfaite et les coûts de transactions comme faibles, voire inexistants – ce qui est rarement le cas en matière de biodiversité, principalement en raison de sa difficulté à être agrégée (Hartig, 2009). Ces différentes difficultés

[12] Notamment sous l'impulsion de la Déclaration de Rio, qui promeut leur utilisation dans son article 16 : "*National authorities should endeavour to promote the internalisation of environmental costs and the use of economics instruments, taking into account the approach that the polluter should, in principle, bear the costs of pollution, with due regard to the public interest and without distorting international trade and investment*." (UNEP, 1992).

doivent être prises en considération par les politiques environnementales et les instruments de marché sont par conséquent au mieux (Brauer *et al.*, 2006) :

- Adaptés aux particularités de la biodiversité, ce qui signifie en pratique "appliqués à l'échelle locale" ;
- Combinés avec les régulations *command-and-control*, qui agissent comme "filet de protection" ou comme "niveau minimal" au-delà duquel les MBIs peuvent agir.

Ainsi, bien que les *market-based instruments* comportent un certain nombre d'opportunités (en matière de flexibilité et d'efficacité, notamment), leur création et leur mise en œuvre dans le domaine de l'environnement reste complexe et se résume souvent à une application locale, accompagnée de limites légales issues de l'approche *command-and-control*.

1.3 Conclusion

En conclusion, la biodiversité désigne la variabilité des organismes vivants de toute origine – qu'il s'agisse de la diversité au sein des espèces, entre les espèces et celle des écosystèmes – et la multiplicité des interactions qu'ils nouent entre eux. Tout comme les services que l'Homme retire de la Nature, qualifiés d'écosystémiques, elle est en très net déclin depuis plusieurs décennies. Causée principalement par des facteurs anthropiques tels que le changement d'affectation des sols, cette disparition est aujourd'hui comparée aux grands épisodes d'extinction qui ont jalonnés l'Histoire de notre planète. L'adoption de mesures de conservation est donc nécessaire.

Peu efficaces et insuffisamment surveillées pour certains, planifiées de façon non-rentable pour d'autres, les projets issus des mesures traditionnellement prises pour enrayer l'extinction de la biodiversité ne semblent toutefois pas suffisants pour inverser la tendance. Face à ce constat, une nouvelle approche – dont l'objectif est de mettre l'extraordinaire puissance des marchés au service de la conservation – est de plus en plus utilisée. Celle-ci vise à intégrer les externalités au sein de la sphère économique à l'aide de taxes, de nouveaux droits de propriété ou en améliorant l'information sur les marchés, afin de renouer avec l'allocation optimale des biens assurée, en théorie, par le marché.

Toutefois, bien qu'elle semble capable de résoudre certaines des limites qui handicapent les politiques actuelles, la mise en œuvre pratique de cette nouvelle approche est elle aussi soumise à plusieurs limites qui la rendent tout aussi controversée. Les postulats de rationalité des acteurs, d'information parfaite et d'absence de coût de transaction sur lesquels se basent l'approche économique de l'environnement peuvent en effet être remis en cause. Celle-ci n'est donc le plus souvent mise en pratique qu'à l'échelle locale.

Maintenant que nous avons planté le décor, il est temps d'entrer dans le vif du sujet et de définir concrètement ce que l'on entend par *habitat banking*

CHAPITRE 2 L'*HABITAT BANKING* : DEFINITION THEORIQUE

Après nous être familiarisés avec les raisons pour lesquelles les instruments de marchés sont envisagés pour lutter contre la perte de biodiversité et nous être initiés aux postulats théoriques sur lesquels ils reposent, il est maintenant temps de nous pencher sur le fonctionnement de l'un d'entre eux : l'*habitat banking*.

Pour ce faire, après avoir identifié les différentes mesures mises en œuvre pour réduire les impacts d'un projet de développement, nous en décrirons la succession habituellement observée – appelée hiérarchie de l'atténuation – et y resituerons les mesures de compensation, dont fait partie l'*habitat banking* (2.1). Nous débattrons ensuite des différents éléments les composant tels que le crédit, le débit et le calcul de l'équivalence, tout en soulignant les éventuelles difficultés rencontrées lors de leur évaluation (2.2). Pour finir, nous distinguerons l'*habitat banking* des mesures de compensation traditionnelles en définissant ces deux concepts (2.3) et nous interrogerons sur les avantages et les inconvénients théoriques des permis échangeables lorsqu'ils sont appliqués à la conservation de la biodiversité (2.4).

Ce chapitre décrit donc de façon théorique l'*habitat banking*, ses avantages et les difficultés pouvant être rencontrées lors de son élaboration. Il sert également d'introduction au chapitre suivant, au cours duquel nous étudierons son application concrète à un cas d'étude : le *Wetland Mitigation Banking* aux Etats-Unis.

Nous répondrons donc aux questions suivantes : *quand applique-t-on les méthodes de compensation dont fait partie l'*habitat banking *? En quoi celui-ci se distingue-t-il d'une méthode de compensation-biodiversité ? Quels sont les avantages théoriques dont il dispose et qui permettent de justifier son application ? Quelles difficultés rencontre-t-il lors de son élaboration ?*

Précisions terminologiques préliminaires

Avant d'entrer dans le vif du sujet, une petite précision terminologique nous semble nécessaire. En français, le terme "*mitigation*" se traduit par "atténuation", tandis que celui de "*compensation*" se réfère aux mesures prises pour compenser les impacts négatifs n'ayant pu être atténués. Toutefois, dans les analyses issues des Etats-Unis – ainsi que dans certains papiers venant du Royaume-Uni – le terme "*mitigation*" prend une signification plus large et peut être traduit en français par "compensation", ce qui peut mener à une certaine confusion (Briggs *et al.,* 2009). Une "*mitigation bank*" aux Etats-Unis aura par exemple le même rôle qu'une banque de compensation en Europe.

II – L'HABITAT BANKING : DÉFINITION THÉORIQUE

Pour éviter toute mauvaise interprétation, nous utiliserons dans le présent mémoire la terminologie européenne et traduirons le terme "*mitigation*" par "atténuation"[13] et le terme "*compensation*" par "compensation"[14]. Par ailleurs, nous entendrons par "*habitat banking*" tant les banques d'espèces – dont l'objectif des activités de compensation est de protéger un habitat afin de générer un gain de population concernant une espèce particulière – que les banques d'habitats – qui visent à conserver certains types d'habitats.

2.1 La compensation au sein de la hiérarchie de l'atténuation

Nous l'avons vu, la disparition rapide que connaît actuellement la biodiversité est principalement due à des causes anthropiques (MEA, 2005). Il existe donc une véritable nécessité de lutter contre les pertes de biodiversité qui nous sont imputées et de compenser – dans la mesure du possible – "à l'identique" les impacts résiduels inévitables que nous faisons subir à l'environnement en nous développant. Les mesures visant à atteindre cet objectif sont qualifiées de "compensation-biodiversité"[15] (BBOP, 2009a).

Pour que l'on puisse parler d'impacts résiduels, il faut toutefois que des mesures préliminaires aient été entreprises pour modérer les dégâts, ce qui est effectivement le cas dans beaucoup de pays. De nos jours, il est en effet un principe largement accepté selon lequel, lors de la conception d'un projet de développement, des mesures d'évitement, d'atténuation et de réhabilitation doivent être menées pour réduire au maximum l'impact que celui-ci aura sur l'environnement (Dickie & Tucker, 2010a). Ce n'est qu'après avoir mis en œuvre la totalité de ces mesures qu'une compensation est éventuellement envisagée. De telles actions se suivent selon un cheminement appelé la hiérarchie de l'atténuation (BBOP, 2009a).

---

[13] C'est-à-dire une mesure "visant à minimiser ou à annuler l'impact négatif d'un projet d'aménagement pendant ou après sa mise en œuvre" (Dickie & Tucker, 2010a : 10).

[14] C'est-à-dire une mesure qui "restaure, crée ou améliore un certain habitat ou la population d'une certains espèce pour compenser les dégâts lui ayant été infligés" (Dickie & Tucker, 2010a : 7).

[15] Que le *Business and Biodiversity Offsets Program* (BBOP) définit comme des "résultats de conservation mesurables, résultant d'actions destinées à compenser des impacts résiduels significatifs sur la biodiversité résultant d'un projet de développement et persistant après que les mesures appropriées de prévention et d'atténuation aient été mises en œuvre" (BBOP, 2009a : 17).

La hiérarchie de l'atténuation

Figure 4 : la hiérarchie de l'atténuation

Source : adapté de BBOP (2009a)

- **Evitement** : mesures prises à la source pour éviter d'avoir un impact (*e.g.* modifier le tracé d'une route, trouver un emplacement alternatif pour un projet).
- **Minimisation/réduction** : mesures prises pour réduire la durée, l'intensité et/ou l'ampleur des impacts ne pouvant pas être complètement évités (*e.g.* créer des plages grâce à des résidus d'extraction non toxiques).
- **Réhabilitation** : mesures prises pour réhabiliter les écosystèmes/habitats dégradés par les impacts n'ayant pu être évités ni minimisés (*e.g.* créer une zone riche en biodiversité sur le site d'une ancienne carrière)
- **Compensation** : actions visant à compenser les impacts résiduels n'ayant pu être évités par les mesures d'évitement, de minimisation et de réhabilitation (*e.g.* établir une réserve de protection de la conservation, restaurer des herbages en éliminant la concurrence d'espèces exotiques sur le site)

Selon cette hiérarchie, la priorité est d'éviter d'affecter l'environnement en mettant en œuvre différent types de mesures lors de la conception du projet. Des efforts doivent ensuite être entrepris pour minimiser les impacts inévitables pouvant éventuellement voir le jour, avant d'essayer de restaurer les dégâts résiduels sur le site. Lorsqu'elle a lieu, la compensation est la dernière méthode mise en œuvre et entreprend des actions visant à atteindre l'absence de perte nette de biodiversité – voire, dans certains cas, un gain net (BBOP, 2009a, voir figure 4).

2.2 L'*habitat banking,* un mécanisme de compensation

Les méthodes de compensation s'appliquent donc aux dommages résiduels, n'ayant pu être évités malgré la mise en œuvre de méthodes d'évitement, d'atténuation et de réhabilitation. Elles peuvent être utilisées lors d'événements ponctuels de pollution comme lors de projets de développement. Dans un cas comme dans l'autre, trois questions fondamentales doivent être abordées (Dickie & Tucker, 2010a) :

1. Quelle est la quantité de dégâts résiduels observée ?
2. Quels sont les services et les ressources environnementales affectés ?
3. Quelle quantité de compensation est nécessaire pour assurer l'absence de perte nette ?

Les éléments que nous allons maintenant décrire sont communs à la compensation-biodiversité et à l'*habitat banking* et permettent à ces mécanismes de répondre aux questions que nous venons de mettre en évidence.

2.2.1 L'évaluation de l'équivalence écologique

Pour atteindre l'absence de perte nette, chaque compensation doit atteindre des objectifs de conservation additionnels et mesurables équivalant – au minimum – aux pertes de biodiversité entrainées par un projet de développement (BBOP, 2009a). Les impacts résiduels d'un projet sur la biodiversité sont donc quantifiés et représentent la quantité et la nature de la restauration qui doit être entreprise. L'évaluation des dégâts et des gains environnementaux est donc inhérente à l'idée de compensation.

Bien qu'en théorie cette idée consiste à compenser la totalité des pertes résiduelles affectant la biodiversité d'un site dégradé, il est en pratique rarement – scientifiquement ou économiquement – possible d'identifier les altérations de chaque dimension de la biodiversité. La plupart des approches évaluent donc l'équivalence écologique des habitats *via* des unités de mesures simplifiées, considérées comme représentatives de la biodiversité d'une zone. Ces unités permettent de comparer de façon quantitative la qualité et la quantité de biodiversité présente sur les sites étudiés, et donc de les rendre fongibles (TEEB, 2008).

Le choix de l'unité utilisée lors du processus d'évaluation est extrêmement important puisque c'est elle qui définit ce qui est échangé et, par conséquent, ce qui est protégé. Il s'agit donc de la déterminer de façon à prendre en compte tous les critères importants, afin que leur variation influence le prix des permis (Salzman & Ruhl, 2001). Cela constitue sans aucun doute le débat le plus brûlant de l'*habitat banking*.

En effet, économiquement parlant, les marchés de permis environnementaux fonctionnent mieux si les impacts d'une dégradation peuvent être facilement quantifiés et comparés (Robertson, 2000 ; Salzman & Ruhl, 2001). Dans le cas d'un marché d'émissions de gaz à effet de serre par exemple, la contribution d'une certaine quantité de combustibles fossiles au réchauffement climatique est assez aisément mesurée en utilisant le potentiel de réchauffement possédé par chaque unité émise.

Dans le cas de la biodiversité, dont la caractéristique principale est d'être multiple et diverse, les choses se compliquent (Dickie & Tucker, 2010a). Le besoin d'utiliser une unité de mesure facile à évaluer et peu coûteuse à appliquer peut en effet mener à l'adoption de méthodes simplifiées à

outrance, étant par conséquent incapables de capturer l'ensemble des caractéristiques importantes de l'espèce ou de l'habitat concerné (Robertson, 2004).

Prenons un exemple idéal, dans lequel toute variation de type, de temps et d'espace sont éliminées (Salzman & Ruhl, 2001). Imaginons plusieurs personnes rassemblées autour d'une même table, échangeant des pierres bleues identiques. Dans ce cas, le nombre de pierres peut servir d'unité de mesure de façon adéquate au marché qui se met rapidement en place. Si ces mêmes personnes se mettent à échanger des pierres bleues et des pierres jaunes, le nombre de pierres couplé à la couleur de celles-ci peut alors servir d'unité de mesure. Mais si, outre cela, certaines d'entre elles sont hautement radioactives, la couleur et le nombre de pierres ne suffisent plus pour prendre en compte l'ensemble des caractéristiques des biens échangés et il est possible de se retrouver avec un tas de pierres radioactives en main sans l'avoir souhaité.

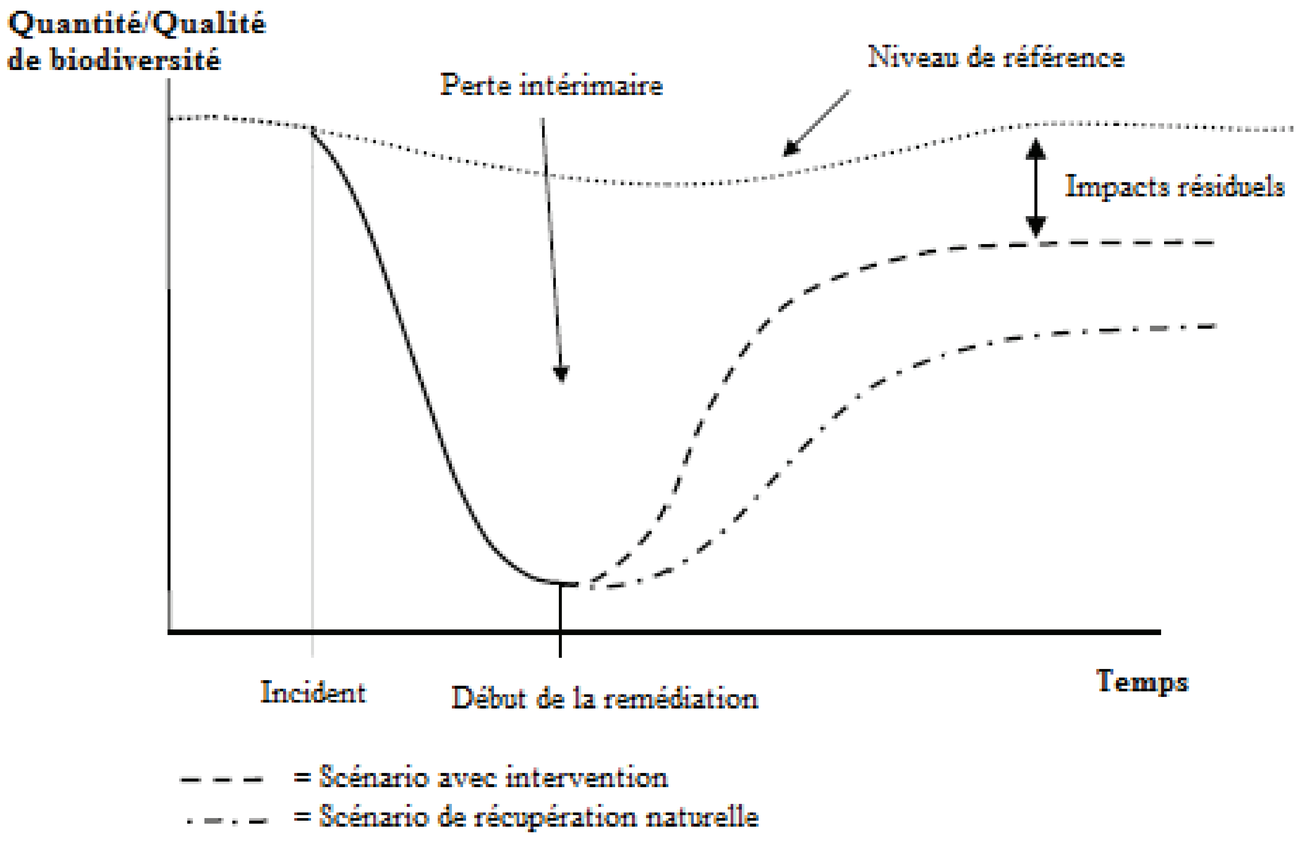
Cet exemple nous permet de mettre en évidence les dangers que comporte l'utilisation d'une unité de mesure trop simplifiée. En effet, si elle ne permet pas de capturer les critères environnementaux dont nous nous soucions, ceux-ci deviennent externes aux échanges et le marché peut finir par mener à une dégradation de l'environnement. L'unité de mesure utilisée pour évaluer l'équivalence de la biodiversité doit donc être soigneusement choisie. Il s'agit de rendre autant que possible justice à la multi-dimensionnalité de la biodiversité, tout en gardant à l'esprit que l'ampleur des dégâts évaluée sera largement dépendante de l'unité utilisée (Treweek *et al.*, 2009).

Une multitude de méthodes différentes ont été développées pour évaluer l'absence de perte nette au cours de ces quarante dernières années (dont la plupart sont développées dans BBOP, 2009b et Dickie & Tucker, 2010b). Celles-consistent la plupart du temps en une évaluation de l'aire totale des sites, qui est parfois ajustée grâce à différentes méthodes visant à distinguer les différences de composition, de structure ou de fonction de la biodiversité présente sur les sites (TEEB, 2008). Nous reviendrons sur la problématique de l'infongibilité des habitats et sur les ajustements qu'il est possible de faire à l'*habitat banking* pour y remédier dans les chapitres suivants.

2.2.2 Le débit

Le débit fait référence à une perte quantitative ou qualitative de biodiversité suite à un dégât environnemental. Afin de mieux visualiser ce qu'il représente, référons-nous à la figure 5. Sur celle-ci, l'axe vertical représente la quantité et/ou la qualité de biodiversité concernée, tandis que l'axe horizontal exprime, lui, la variation de cette quantité/qualité au fil du temps.

Figure 5 : anatomie du débit d'un projet de compensation



Source : adapté de Dickie & Tucker (2010a)

La ligne pointillée illustre le niveau de référence. Elle représente les conditions dans lesquelles la biodiversité se serait trouvée si les dégâts n'avaient pas eu lieu. Ce niveau varie en fonction du temps et sous l'effet de facteurs naturels ou anthropiques, ce qu'il s'agit de prendre en compte lors du calcul du débit.

Le point d'incident représente le début des dégâts infligés à la biodiversité et est généralement utilisé en tant qu'année de base pour l'analyse. Le point d'intervention, lui, marque le début des interventions de remédiation immédiates, mises en place pour limiter les dégâts et aider la biodiversité à retrouver son niveau de référence. Ces dégâts peuvent être soit imprévus (*e.g.* événement de pollution) soit planifiés (*e.g.* projet de développement).

Ce schéma permet également de distinguer deux scénarios : lors du premier (en traits mixtes), rien n'est fait pour aider la biodiversité à retrouver son niveau initial, tandis que lors du second (en traits discontinus) des mesures de réduction et de réhabilitation sont entreprises pour favoriser son retour au niveau de référence.

Si les actions de remédiation menées permettent de retrouver le même niveau de biodiversité que celui du scénario de base, les courbes représentant les scénarios de récupération naturelle et d'intervention humaine retrouveront le niveau du scénario de référence. Cela peut toutefois prendre un certain temps, pendant lequel les dégâts perdurent. La différence de qualité et de quantité observée pendant cet intervalle de temps est appelé la "perte intérimaire" tandis que les dégâts n'ayant pu être évités *via* les mesures d'atténuation et de remédiation immédiatement mises en œuvres sont appelés

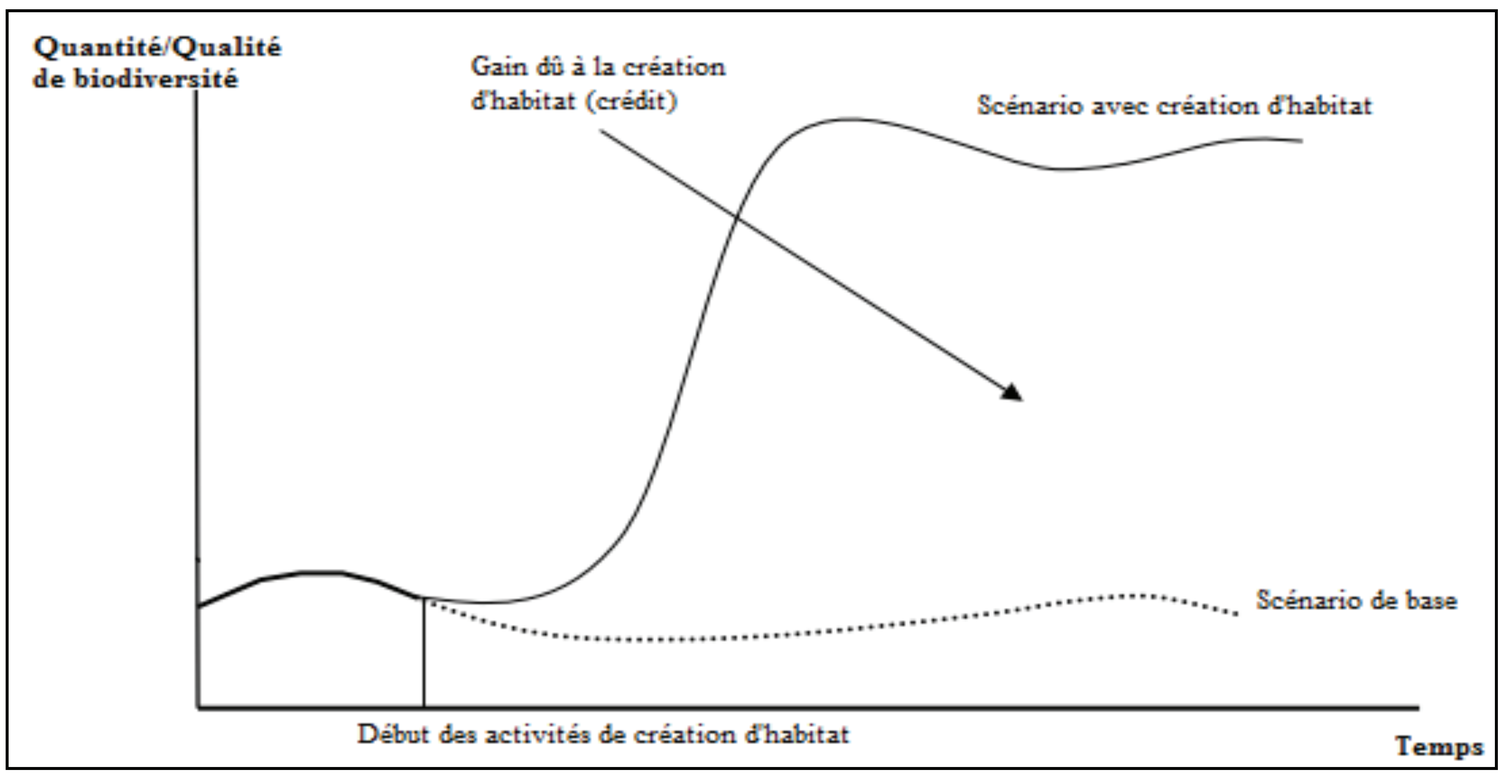
"impacts résiduels". Ce sont ces pertes intérimaires et ces impacts résiduels qui doivent, dans certains cas, être compensés et qui composent par conséquent le débit d'un projet de développement.

2.2.3 Le crédit

Les crédits permettent d'exprimer de façon quantitative l'amélioration apportée – ou la dégradation évitée – à l'environnement suite à des actions de compensation. Ils peuvent être obtenus en créant des zones de biodiversité ou en restaurant et protégeant certaines zones importantes mais vulnérables.

- **Crédits de création d'habitat** : la figure 6 utilise les mêmes axes que la figure 5. Elle décrit une action modifiant significativement le type d'habitat présent sur un site, afin d'en améliorer la biodiversité (*e.g.* créer une zone humide sur une terre arable). C'est la différence entre le niveau atteint et le niveau de base qui permet d'évaluer le nombre de crédits obtenus.

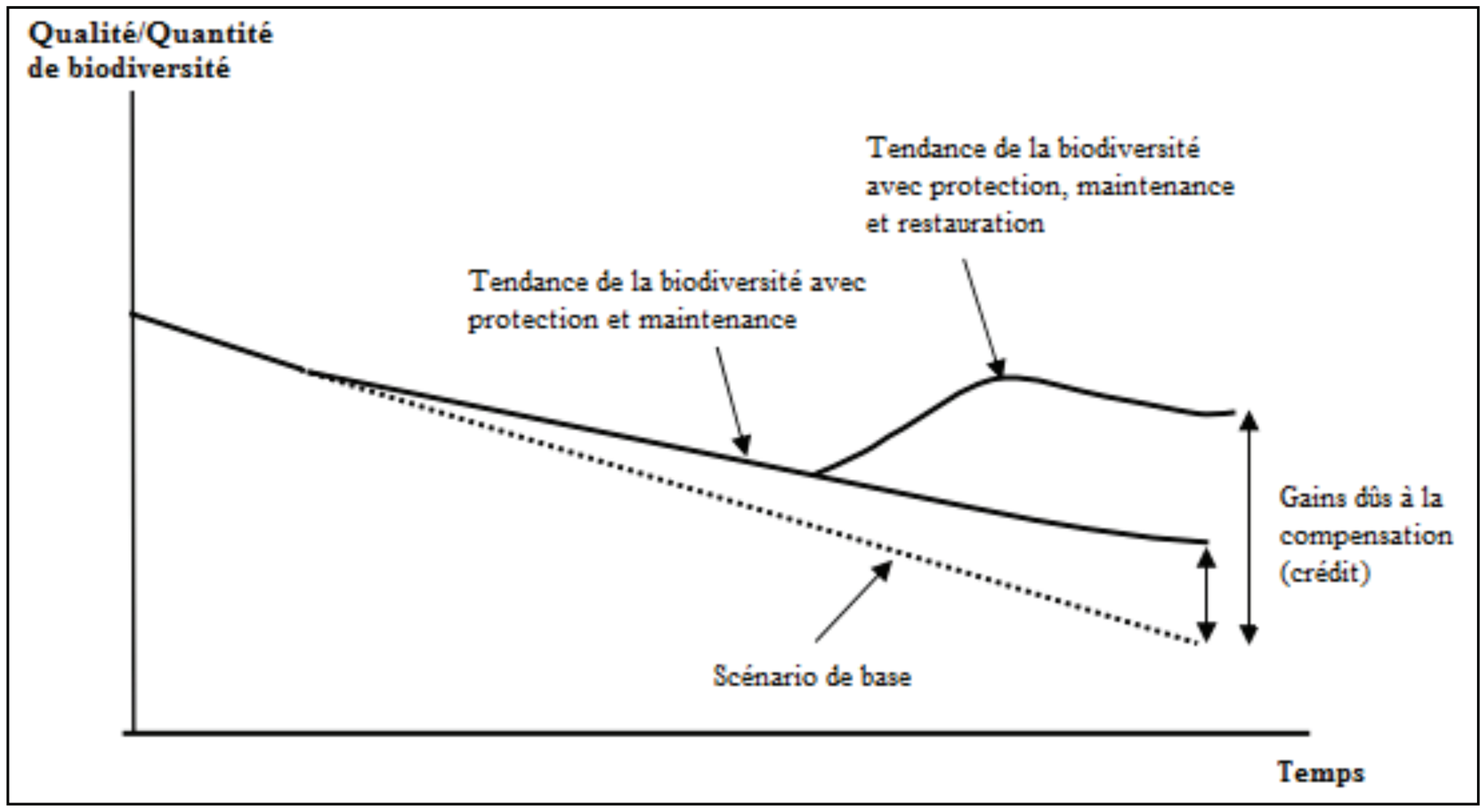
Figure 6 : anatomie d'un crédit de création



Source : adapté de Dickie & Tucker (2010a)

- **Crédits de protection d'habitat** : les crédits sont dans ce cas-ci obtenus *via* des mesures de protection additionnelles, réduisant le risque de disparition d'une ressource en déclin en maintenant, gérant ou protégeant un habitat préexistant. Ils représentent l'amélioration de la biodiversité et des services écosystémiques obtenue grâce à la compensation et quantifient donc la différence entre le niveau de biodiversité atteint et celui qu'il aurait eu si le scénario de base avait poursuivi son cours.

Figure 7 : anatomie d'un crédit de protection



Source : adapté de Dickie & Tucker (2010a)

Pour atteindre l'absence de perte nette, il faut s'assurer que le projet de compensation apporte des bénéfices équivalents aux dégâts infligés. Pour ce faire, l'évaluation du crédit doit se faire avec la même unité de mesure que celle du débit (Treweek *et al.,* 2009).

2.3 L'*habitat banking,* extension de la compensation traditionnelle

Après nous être familiarisés avec la hiérarchie de l'atténuation ainsi qu'avec les composants qu'ont en commun l'*habitat banking* et les mesures compensatoires en général, il nous semble opportun de définir ces deux types de mesure de façon plus précise et de mettre en évidence leurs différences. Nous développerons ensuite les avantages théoriques des permis échangeables, ce qui nous permettra de mieux comprendre pourquoi ils sont envisagés pour améliorer les politiques de conservation actuelles.

Une compensation est définie par le *Business and Biodiversity Offsets Program* (BBOP) comme un "résultat mesurable de conservation découlant d'actions destinées à compenser des impacts résiduels significatifs sur la biodiversité qui résultent d'un projet de développement et qui persistent après que les mesures appropriées de prévention et d'atténuation aient été mises en œuvre. Son objectif est d'atteindre l'absence de perte nette – et, de préférence, un gain net – en matière de composition des espèces, de structure des habitats et de services écosystémiques" (BBOP, 2009a : 17). Ce concept est illustré par la figure 8[16]. La compensation a lieu selon une logique séquentielle stricte : (i) planification

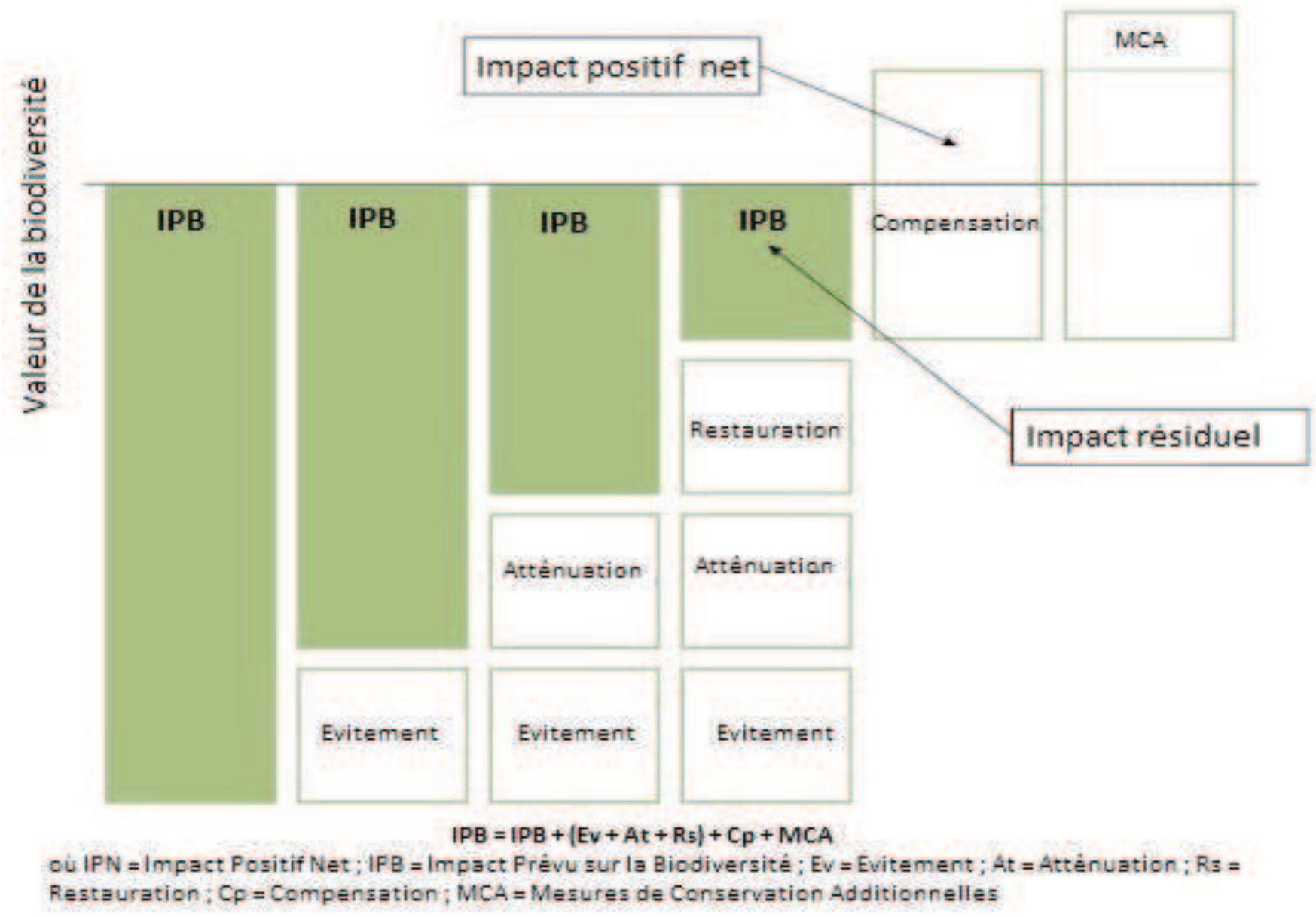
[16] Dont la ligne d'impact nul sur la biodiversité représente les scénarios de base utilisés sur les graphiques 5, 6 et 7. Tout ce qui lui est supérieur est donc un gain net.

d'un projet, (ii) identification des dégâts qu'il est susceptible de causer, (iii) application de la hiérarchie de l'atténuation et (iv) mise en œuvre des mesures de compensation (BBOP, 2009a).

Il existe différents types de compensations, chacun soumis à des contraintes d'additionnalité[17] (Dickie & Tucker, 2010a) :

- La compensation volontaire ;
- La compensation légalement obligatoire ;
- Les mesures obligatoires couplées à des mesures de conservation additionnelles volontaires ;
- L'*habitat banking* (qui est légèrement différent des autres comme nous allons le voir).

Figure 8 : illustration d'un gain net en biodiversité, pouvant être atteint lors d'un projet



Source : adapté de BBOP (2009a)

L'*habitat banking*, bien qu'il vise également l'absence de perte nette et la compensation des dommages résiduels infligés par des projets de développement, ne possède pas la logique séquentielle de la compensation traditionnelle. Il permet donc aux différentes actions le composant d'avoir lieu sans lien *ex-ante*. Les mesures de compensation peuvent donc, par exemple, être entreprises avant même que le projet de développement pour lequel elles seront utilisées ne voit le jour ; les crédits

[17] C'est-à-dire que les mesures entreprises doivent apporter une valeur ajoutée au scénario de base et que leur résultat doivent être supérieurs au minimum requis par une éventuelle obligation légale concernant le site réhabilité (la compensation ne peut, par exemple, pas servir de moyen de mise en œuvre de la directive Habitat ou Oiseaux en Europe).

qu'elles génèrent peuvent donc être stockés en vue d'une utilisation future (Morris *et al*., 2006). Ces crédits ne sont pas forcément créés pour répondre à un débit spécifique, sont interchangeables et peuvent être achetés et vendus sur un marché. Leur valeur peut donc être influencée par le jeu de l'offre et de la demande. Un tel système signifie également que les promoteurs d'un projet de développement ne sont plus obligés de compenser eux-mêmes les dégâts qu'ils infligent à l'environnement, mais qu'ils peuvent acheter des crédits à un tiers, permettant ainsi l'émergence d'acteurs spécialisés dans la conservation d'habitats (Wissel & Wätzold, 2009).

L'indépendance de timing entre l'évaluation des dégâts et celle de la compensation étant la principale distinction entre la compensation traditionnelle et l'*habitat banking*, nous définirons ce dernier comme "un mécanisme de marché grâce auquel des crédits, pouvant être produits de façon *ex-ante via* des actions bénéfiques à la biodiversité, sont achetés et vendus de façon à compenser un débit issu de dégâts infligés à l'environnement" (Dickie & Tucker, 2010a : 62).

Cette indépendance de timing entre l'évaluation d'un dégât et sa compensation donne par ailleurs lieu à une autre différence entre *habitat banking* et compensation simple (Moilanen *et al*., 2009). Ainsi, si dans le cas de la compensation traditionnelle, le débit et le crédit peuvent être quantifiés de façon différente pour chaque projet, ce n'est pas le cas avec l'*habitat banking* (Treweek *et al*., 2009). En effet, dans le second cas, étant donné que les crédits attribués à une restauration peuvent être utilisés pour compenser des débits issus de projets de développement différents, tous doivent être évalués de la même façon sous peine de les rendre infongibles (Salzman & Ruhl, 2001). Concrètement, dans le cas de l'*habitat banking*, le débit d'un projet de développement est quantifié pour chaque incident infligeant des dégâts à l'environnement alors que le crédit d'une restauration n'est, lui, estimé qu'une seule fois et ne doit pas être conçu pour compenser un débit particulier au moment de sa création (Morris *et al.*, 2006)[18]. Pour permettre cette simplification d'évaluation entre débit et crédit, l'existence d'une unité de mesure prédéterminée – grâce à laquelle ils peuvent être mesurés – est indispensable. La région géographique au sein de laquelle les unités échangées seront valables doit également être définie. Ce n'est qu'avec une unité de mesure et une portée communes qu'il est possible de mettre sur pied un mécanisme d'*habitat banking* (Dickie & Tucker, 2010a).

2.4 Avantages théoriques de l'*habitat banking*

Maintenant que nous savons quand intervient l'*habitat banking* au sein de la hiérarchie de l'atténuation et que nous nous sommes familiarisés tant avec les composants qui le rapprochent qu'avec ceux qui le différencient de la compensation traditionnelle, il nous semble important de souligner les avantages théoriques dont il dispose.

[18] Notons toutefois que débit et crédit doivent être équivalents lorsque la compensation est validée.

II – L'HABITAT BANKING : DÉFINITION THÉORIQUE

Lorsqu'on applique les permis échangeables à la conservation de la biodiversité, l'idée est d'accepter la destruction et l'utilisation de sites naturels spécifiques à des fins de développement économiques tant que les promoteurs des projets disposent de permis qu'ils peuvent soumettre à une autorité régulatrice (Briggs *et al.*, 2009). Ces permis peuvent être générés en restaurant des habitats au sein d'une région prédéfinie et sont échangeables, ce qui implique qu'un marché de permis puisse voir le jour (Hartig, 2009). Les habitats restaurés et détruits étant considérés comme équivalents grâce à l'utilisation d'une unité de mesure plus ou moins complexe, le résultat principal de ce mécanisme est d'empêcher le déclin de la valeur écologique d'une région tout en autorisant un certain niveau de développement économique (Fox & Nino-Murcia, 2005).

L'*habitat banking* assure également une allocation efficace des terres en modifiant les incitants financiers des propriétaires fonciers ; ceux-ci choisissant en théorie l'affectation de leurs terres en fonction des coûts de restauration engendrés par leurs parcelles (Sandor, Bettelheim & Swingland, 2002). Si ces coûts sont faibles, les propriétaires sont incités à restaurer et à protéger la biodiversité présente sur leur sol et à revendre les permis ainsi générés ; s'ils sont élevés, ils sont incités à consacrer leur parcelle au développement économique et à compenser leur impact en achetant des permis. Ce mécanisme permet donc de répartir les zones de conservation et de développement économique de façon efficace. En outre, sa flexibilité permet de tenir compte de coûts d'opportunité[19] variables, ce qu'il est très difficile à réaliser avec les méthodes *command-and-control* traditionnelles (Armsworth, Kendall & David, 2004).

Ce type de politique de conservation jouit également d'un haut taux d'acceptation, tant de la part des propriétaires terriens que des investisseurs, en permettant aux différents acteurs de rejoindre ce schéma de conservation quand ils l'estiment le plus profitable, plutôt qu'en leur imposant des normes contraignantes (Hartig, 2009).

Outre ces trois arguments les plus souvent avancés, une multitude d'autres avantages est également reprise dans la littérature (Briggs *et al.*, 2009). L'*habitat banking* permettrait ainsi :

- D'éviter les pertes temporaires d'habitat lorsqu'un projet de compensation est réalisé avant la dégradation qu'il compensera ;
- D'améliorer la qualité des projets de restauration et du maillage écologique en mettant en œuvre la compensation *via* un nombre restreint de grands projets planifiés plutôt qu'une multitude de compensations individuelles (les projets de petite taille étant souvent plus fragiles et moins bien connectés, comme l'expliquent par exemple Smithers *et al*., 2008) ;
- De faciliter les économies d'échelle, que ce soit au niveau de la restauration, de l'expertise nécessaire mais aussi du financement et du monitoring ;

[19] Entendus ici comme l'accomplissement d'un objectif écologique à moindre coût.

- D'améliorer la qualité des projets de restauration en favorisant leur mise en œuvre par des écologues professionnels plutôt que par les promoteurs de projets de développement ;
- De réduire le temps nécessaire pour obtenir un permis de construire et d'épargner aux maîtres d'ouvrage de faire eux-mêmes de la compensation sur le site ;
- D'offrir de nouvelles sources de financement pour la conservation de la biodiversité et des paysages (Parkhurst & Shogren, 2003) ;
- D'intégrer les coûts de conservation dans les plans d'investissement des entreprises (Parkhurst & Shogren, 2007) ;
- D'améliorer les relations entre les différents groupes d'intérêts (propriétaires terriens, gouvernements, entreprises, organisations non-gouvernementales, etc.) ;
- De permettre aux propriétaires terriens de diversifier leurs activités en rendant la conservation profitable.

L'existence de ces nombreux avantages supposés et la faiblesse constatée des mesures *command-and-control* constituent les facteurs explicatifs majeurs de l'émergence récente de l'*habitat banking*. On lui reconnaît pourtant un certain nombre de limites théoriques que nous allons maintenant développer.

2.5 Inconvénients théoriques de l'*habitat banking*

2.5.1 L'importance du choix de l'unité de mesure

Outre les réserves qu'il est possible d'exprimer envers les postulats théoriques sur lesquels il se base, l'une des contraintes les plus importantes pesant sur l'*habitat banking* concerne la "quantité de conservation" apportée par les différentes actions de compensation. L'évaluation de la biodiversité est en effet extrêmement complexe et la valeur des parcelles échangées dépend, entre autres, fortement de leurs caractéristiques spatio-temporelles (Drechsler & Hartig, 2011). Le processus de marchandisation, qui transforme les habitats en biens échangeables à l'aide d'un substitut, a donc une importance cruciale et comporte le risque de mener, s'il est mal réalisé, à une perte nette d'habitats (Palmer & Filoso, 2009).

2.5.2 La nécessité d'institutions indépendantes

Ce risque peut toutefois être réduit grâce à l'introduction, au sein du mécanisme de permis échangeables, de règles d'échanges et de limitations (que nous développerons dans le chapitre 4) dont l'efficacité dépend fortement de la robustesse, de la transparence et de l'impartialité du système de gouvernance qui les met en place (Dickie & Turner, 2010a).

En effet, Salzman & Ruhl (2001) ont observé que, lors de la conception des différentes règles d'un marché de permis échangeables, les impératifs écologiques se retrouvent souvent confrontés aux impératifs économiques et que la balance a tendance à pencher en faveur de ces derniers. Cette tendance serait renforcée, d'une part, par les jeux d'influence politiques et, d'autre part, par le manque de données fiables en matière de biodiversité (Walker *et al.,* 2008).

Ainsi, alors que pour être efficace, un marché doit être basé sur des unités de mesure simples, sur une surveillance aisée et sur un faible nombre de restrictions directes, la protection de la biodiversité requiert, elle, des données d'une grande précision et est sujette à des restrictions complexes, liées au principe de précaution (Panayotou, 1994). Cette complexité entre fréquemment en conflit avec les impératifs économiques en augmentant les coûts de transaction et en réduisant la taille des marchés de permis (Chomitz, 2004).

Dans ce cadre, la préséance des intérêts économiques lors des compromis qui sont inévitablement passés peut s'expliquer grâce à la théorie politique des choix publics. Selon cette vision des choses, la rationalité des acteurs les pousse à effectuer des actions en fonction de leurs intérêts personnels. L'influence, l'engagement et les ressources dont ils disposent étant variables (Eskridge, 1988), quelques acteurs motivés ayant une forte influence sont plus puissants qu'une masse d'acteurs démobilisés disposant d'une faible influence. Les intérêts privés (ceux des maîtres d'ouvrages) prendraient ainsi souvent l'avantage face à l'intérêt public (la protection de la biodiversité) grâce à un lobbying plus efficace et des moyens de pression supérieurs (Olson, 1965). Les marchés de permis comportent donc le danger de voir leurs règles être assouplies pour favoriser les acteurs économiques du marché, au détriment des objectifs de conservation (Rosales, 2005).

Par conséquent, face à l'incapacité des marchés de permis de fonctionner sans restrictions lorsqu'ils sont appliqués à la biodiversité, la théorie des choix publics semble suggérer que les autorités politiques pencheront plus en faveur d'une poursuite du développement et d'un assouplissement des restrictions que vers l'arrêt du déclin de la biodiversité (Walker *et al*., 2008). Cette démonstration permet de souligner que les permis échangeables ne sont efficaces que s'il existe des institutions garantissant l'équivalence de la biodiversité détruite et restaurée (Gibbons & Lidenmayer, 2007) et que ces institutions sont suffisamment indépendantes que pour rendre des décisions favorables au bien-être collectif plutôt qu'individuel (Ring *et al.*, 2010).

2.5.3 Les limites de la restauration

Une autre contrainte significative concerne la faisabilité de la compensation pour certains types d'habitats. La restauration d'habitats naturels ou anciens peut par exemple prendre des dizaines –

voire des centaines – d'années[20], tandis que celle d'habitats uniques s'avère, elle, impossible (Gibbons & Lindenmayer, 2007). L'efficacité d'une compensation dépendant fortement du type d'habitat concerné ; vouloir utiliser ce mécanisme à tout prix peut entraîner la perte de certains aspects irremplaçables d'une région.

En outre, dans certains cas, l'octroi de crédits suite à l'amélioration d'un habitat peut être prévu dans un mécanisme d'*habitat banking*. Toutefois, bien que ces méthodes d'amélioration puissent s'avérer profitables pour certaines espèces, elles peuvent parfois avoir l'effet inverse sur d'autres. Wotherspoon (2008) a par exemple montré que le retrait de débris jonchant le sol d'une forêt australienne – action qui fut à l'époque considérée comme "restauratrice" – a paradoxalement compromis la survie d'un reptile qui s'y abritait. Le résultat à long terme d'une restauration peut donc dans certains cas s'avérer imprévisible ; celle-ci ne doit dès lors être entreprise qu'avec précaution (Hildebrand *et al*., 2005).

2.5.4 Le besoin d'importants moyens de surveillance

Enfin, comme tout instrument de marché agissant sur les quantités échangées, l'*habitat banking* nécessite des efforts de contrôle et de surveillance importants afin de s'assurer que les projets sont bien menés à terme et que les habitats restaurés sont bien équivalents à ceux qui ont été détruits (Brauer *et al*., 2006). Ces efforts sont cruciaux, plusieurs états des lieux ayant en effet prouvé que les permis échangeables souffrent d'un important taux de non-respect des obligations si des procédures de contrôle ne sont pas mises en œuvre (Gibbons & Lindenmayer, 2007 ; Burgin, 2008, voir par exemple Brown & Veneman, 2001 ou Harper & Quigley, 2005).

2.6 Conclusion

Nous définissons donc l'*habitat banking* comme un "mécanisme de marché grâce auquel des crédits, pouvant être produits de façon *ex-ante via* des actions bénéfiques à la biodiversité, sont achetés et vendus de façon à compenser un débit issu de dégâts infligés à l'environnement". Ce mécanisme s'applique aux dommages résiduels – n'ayant donc pas pu être évités, atténués ou réhabilités – imprévus (*e.g.* pollution) ou planifiés (*e.g.* projet de développement) et a pour objectif d'atteindre l'absence de toute perte de biodiversité.

Possédant un certain nombre d'éléments communs avec la compensation traditionnelle (tels que le crédit, le débit et leur nécessaire équivalence), l'*habitat banking* s'en distingue en permettant aux différentes étapes qui le composent d'avoir lieu sans lien *ex-ante*. Cette différence fondamentale permet à un projet de compensation d'être entrepris sans connaître à l'avance le débit pour lequel il

[20] Nous renvoyons le lecteur intéressé par un complément d'informations sur les échelles de temps relatives à la restauration de différents habitats à l'Annexe 3 du présent document.

servira de compensation mais nécessite l'utilisation d'une unité de mesure et d'une région d'application communes à tous les projets.

Au fil de ce chapitre, nous avons également souligné un certain nombre de limites inhérentes à ce mécanisme telles que la difficile évaluation de l'équivalence écologique, l'incertitude des résultats de certaines opérations de restauration ou l'importance des fonds devant être alloués à la surveillance des projets entrepris. L'*habitat banking* n'est donc pas exempt de tout reproche. Toutefois, bien que ces limites puissent mettre en péril l'efficacité même du mécanisme, les vertus qu'on lui attribue (*e.g.* allocation optimale des terres, intégration des coûts de conservation dans les décisions prises par les maîtres d'ouvrage, absence de perte nette de biodiversité) suffisent pour créer un certain engouement autour de cet instrument (Brauer *et al.,* 2006).

CHAPITRE 3 __ DIFFICULTES D'APPLICATION : LE CAS AMERICAIN

Après avoir mis en évidence la multiplicité de services que nous rend la nature, abordé les réponses traditionnellement mises en œuvre pour mettre fin à la dégradation que nos activités lui font subir et décrit de façon théorique une méthode alternative de conservation de la biodiversité, l'*habitat banking*, il est maintenant temps de nous pencher sur un cas concret de son application.

Pour ce faire, le *Wetland Mitigation Banking* (WMB) américain nous semble être le cas d'étude idéal. Ce mécanisme – visant à mettre fin à la disparition accélérée de zones humides aux Etats-Unis – est en effet le premier marché de permis échangeables mis en place pour protéger la biodiversité. Il est en outre l'exemple d'*habitat banking* le plus documenté, ce qui facilitera grandement notre analyse. Celle-ci se déroulera en deux temps :

- Dans un premier temps, nous retracerons les évolutions successives du WMB et décrirons le déroulement d'une compensation de zone humide aux Etats-Unis (3.1) ;
- Dans un second temps, nous développerons les aspects les plus controversés du *Wetland Mitigation Banking* et illustrerons, grâce à ce cas d'étude, les différentes critiques qui sont généralement adressées aux permis échangeables lorsqu'ils sont mis en pratique (3.2).

Cette analyse nous permettra de mettre en évidence le fait que l'*habitat banking* ne possède pas que des avantages, et que son efficacité n'est par conséquent pas garantie. Cette constatation introduira notre objectif suivant : mettre à jour et analyser le débat qui entoure les différentes adaptations qu'il est possible de faire à ce mécanisme pour le rendre moins incertain.

Ce chapitre vise donc à *analyser une application concrète de l'*habitat banking *et à mettre au jour les différentes critiques qui lui sont adressées*.

3.1 Le *Wetland Mitigation Banking* aux Etats-Unis

3.1.1 Mise en contexte

Depuis plusieurs décennies, les institutions chargées de la politique environnementale américaine développent et mettent en œuvre des instruments très innovants pour coordonner leurs politiques de conservation de la biodiversité (Geniaux, 2002). Le premier mécanisme d'*habitat banking* apparut ainsi aux Etats-Unis dans le courant des années 1980, après la publication de plusieurs études mettant en évidence la disparition croissante des zones humides nationales[21] – principalement au profit de cultures vivrières ou de projets de développement urbains (Dahl, 1990).

[21] On estime ainsi qu'en moins de trois siècles, la superficie totale des zones humides américaines aurait plus que diminué de moitié, passant de 89 millions d'hectares à 43,5 en 2004 (Copeland, 2010).

Cette constatation, couplée à la prise de conscience de la valeur écologique des zones humides, mena à l'adoption du *Clean Water Act* (CWA) en 1972 (Bean *et al.*, 2008). Celui-ci, coordonnant la mise en œuvre de la législation au niveau fédéral, obligeait toute personne souhaitant avoir un impact sur une zone humide à se voir délivrer un permis en (i) prouvant que tout impact était éliminé ou (ii) en minimisant tout impact dont l'élimination était impossible. Après évaluation d'un projet, l'institution en charge des permis pouvait décider de lui accorder ou non les autorisations nécessaires, tant au regard des efforts d'élimination et de minimisation des impacts, que de la nature de ceux-ci (Geniaux, 2002).

L'introduction du principe de "*no net loss*" (absence de perte nette[22]), dont l'origine remonte au *Wetland Policy Forum* de 1987, va conduire à envisager d'autres options, afin d'autoriser le développement de l'activité économique, considéré comme souhaitable (Geniaux, 2002). Selon ce principe, si des impacts ne sont pas suffisamment minimisés, le promoteur d'un projet peut parfois[23] procéder à une modération des impacts "*on-site*" (sur place) en restaurant, créant ou améliorant une surface au moins équivalente de zone humide contiguë au site dégradé. Si cette modération permet d'éviter que la continuité des fonctions de la zone humide ne soit compromise et que des perte nette ne soient à déplorer, l'autorisation d'entreprendre un projet peut alors être accordée (Bean *et al*., 2008). Dans le cas contraire ou si la modération "*on-site*" est impossible, une modération "*off-site*" (hors site) est également envisageable. Celle-ci permet d'entreprendre le même type d'actions de remédiation, mais sur des sites n'appartenant pas forcément au même bassin versant que le site dégradé (Bean *et al*., 2008).

C'est le succès peu probant de ces échanges de surface réalisés au cas par cas – considérés comme peu efficaces et nécessitant beaucoup de temps, notamment dans le cas des modérations hors sites –, qui conduira à la création d'un mécanisme de coordination des échanges *via* le marché : le *Wetland Mitigation Banking* (Brown & Lant, 1999).

L'idée selon laquelle il est possible d'échanger des zones de conservation – et que ces espaces sont reproductibles et fongibles, du moins au regard de critères définis par des instances régulatrices – remonte donc à l'adoption de cette politique de *no net loss* (Geniaux, 2002).

3.1.2 Evolutions successives du *Wetland Mitigation Banking*

Bien que la compensation à charge du promoteur[24] soit toujours le mécanisme le plus utilisé pour respecter le *Clean Water Act*, le recours au *Wetland Mitigation Banking* devient de nos jours très

---

[22] Que ce soit en termes de faune, de flore ou de fonctions écosystémiques.
[23] Certains Etats ayant refusé la mise en œuvre du *Mitigation Banking*, ou en ayant restreint l'utilisation en excluant certaines zones considérées comme uniques ou trop fragiles (*e.g.* zones humides soumises aux marées).
[24] Voir ci-dessous pour une définition plus précise.

courant. Satisfaisant aujourd'hui près d'un tiers des demandes de permis, celui-ci n'a pourtant pas toujours eu autant de succès (Wilkinson & Thompson, 2006).

En effet, initialement émises par l'*U.S. Fish and Wildlife Service* (FWS), les premières recommandations en matière d'échange de zones humides étaient très générales et fournissaient trop peu de garanties au secteur privé que pour l'encourager à jouer un rôle majeur (Bean *et al*., 2009). Ainsi, bien que le nombre de banques ait cru de manière constante durant les années qui suivirent la publication de ces recommandations, celles-ci furent incapables d'entraîner une véritable montée en puissance du marché de permis. Le *Wetland Mitigation Banking* se limita donc longtemps à la gestion anticipée des impacts de grande ampleur réalisés par les institutions publiques américaines (*e.g.* construction d'infrastructures de transport). Il leur offrait en effet la possibilité d'améliorer la qualité de leurs compensations, tout en leur permettant de compenser certains impacts avant même leur apparition (Liebesman & Plott, 1999 ; Bean *et al.,* 2009).

Au milieu des années 1980, une série d'études questionnant l'efficacité écologique et administrative de la compensation à charge du promoteur furent publiées (*e.g.* NRC, 2001) et firent apparaître le *Wetland Mitigation Banking* comme une alternative crédible (Ruhl *et al.,* 2008). Les économies d'échelles, qu'il semblait pouvoir permettre en rassemblant les projets de compensation en grandes parcelles porteuses d'efficacités écologiques, financières et administratives, fut l'argument principal qu'on lui reconnut à l'époque (Bean *et al*., 2008). De nouvelles réglementations furent donc publiées par l'*U.S. Environmental Protection Agency* (EPA) et l'*U.S. Army Corps of Engineer* (Corps) – respectivement en 1993 et en 1995 – et firent rapidement augmenter le nombre de banques privées en précisant le cadre légal dans lequel celles-ci pouvaient opérer (Burgin, 2010).

Plus récemment encore, le Corps et l'EPA ont publié le *Clean Water Act 2008*, qui clarifie certaines règles autrefois administrées par un "méli-mélo de procédures, de mémorandums inter-agence et d'autres documents officiels ayant été adoptés pendant les dix-sept années précédentes" (Ruhl *et al*., 2008 : 252) tout en introduisant les concepts de services écosystémiques et d'approche par bassin-versant[25].

Aujourd'hui, 19 000 hectares de zones humides sont restaurées chaque année via le *Wetland Mitigation Banking*, afin de compenser la perte ou la dégradation de 8 500 autres hectares (Martin *et al.*, 2006 ; ELI, 2007).

[25] La section 404 précise ainsi qu'"en règle générale, la compensation requise doit être située au sein du même bassin versant que le site ayant été dégradé et doit être situé à l'endroit où il remplace le plus efficacement les fonctions et les services perdus" (Ruhl *et al*., 2008).

3.1.3 Analyse et déroulement d'une compensation type

Au niveau fédéral, le programme de permis créé par la section 404 du *Clean Water Act* est administré par *l'U.S. Army Corps of Engineer* et est supervisé par l'EPA[26]. Cette section oblige toute personne dont les activités vont dégrader, d'une façon ou d'une autre, une zone humide à se procurer un permis du Corps. Pour ce faire, le promoteur d'un projet doit accepter la responsabilité légale et financière de restaurer une zone humide non affectée par la dégradation prévue ou d'en créer une nouvelle (NRC, 2001). Les zones restaurées sont appelées *mitigation banks*[27] et sont supposées compenser les pertes subies, afin d'ainsi atteindre l'absence de perte nette. Elles sont composées de quatre éléments distincts :

- Un **site** : qui est la superficie physique restaurée, créée, améliorée ou protégée ;
- Un **instrument** : qui est l'accord formel entre les propriétaires de la banque et les institutions établissant les normes, les mécanismes de calcul de l'équivalence et les exigences de gestion et de surveillance du projet ;
- Une **équipe inter-agence de révision** : qui approuve et supervise la compensation ;
- Une **région d'application** : qui définit la région géographique au sein de laquelle les crédits obtenus pourront servir de compensation.

Ces crédits peuvent être obtenus de quatre façons différentes (Corps & EPA, 2008) : (i) en créant une nouvelle zone humide, ou en (ii) restaurant, (iii) améliorant ou (iv) protégeant une zone humide existante – généralement *via* son acquisition. Ces quatre méthodes n'ayant pas le même impact sur la biodiversité, elles ne sont pas gratifiées du même nombre de crédits. Ainsi, par exemple, la restauration contribuant à un gain net de fonction/superficie de zone humide, les promoteurs d'un projet sont généralement autorisés à compenser un hectare de zone humide dégradée par un hectare de zone humide restaurée. Au contraire, la protection de zone humide n'étant pas vue comme contribuant à l'objectif global d'absence de perte nette, le promoteur d'un projet peut se voir demandé de compenser un hectare perdu par cinq ou dix hectares de zones humides préservées (Bean *et al*., 2009). Ce traitement différentié des mesures de compensation, combiné à la pression des autorités régulatrices en faveur de la restauration, est le facteur principal expliquant l'adoption massive de ce type précis de mesure au sein du *Wetland Mitigation Banking* (Wilkinson & Thomson, 2006).

La compensation peut être réalisée grâce à trois mécanismes distincts :

---

[26] Qui dispose d'un droit de veto sur chaque permis approuvé par le Corps, bien qu'elle ne l'utilise qu'à de très rares occasion (Brown & Lant, 1999).

[27] Une *mitigation bank* peut être définie comme "une zone humide, un cours d'eau ou tout autre site contenant des ressources aquatiques, ayant été restauré, créé, amélioré ou (dans certaines circonstances) protégé afin de servir de compensation à des impacts inévitables infligés à des ressources aquatiques ayant été autorisés par la section 404 [du *Clean Water Act*] ou toute autre régulation locale ou étatique" (EPA, 2011).

- **La compensation à charge du promoteur (*permittee-responsible mitigation*)**, qui est la forme la plus courante de compensation (Wilkinson & Thompson, 2006). Elle englobe les restaurations, créations, améliorations ou protections de zones humides réalisées par le promoteur d'un projet – ou une organisation engagée par celui-ci – afin de compenser les impacts dus à un projet spécifique. Comme son nom le suggère, ce type de compensation fait peser la responsabilité d'un éventuel échec sur le promoteur (Hough & Robertson, 2009).
- **Le recours aux banques de compensation (*mitigation banks*)**, qui consiste à réaliser des projets de restauration de grande ampleur, destinés à compenser de multiples activités de développement différentes. La quantité de compensation qu'une banque peut offrir est déterminée en quantifiant les ressources et fonctions créées ou protégées en termes de crédits. Sous réserve d'approbation par le Corps, ces crédits peuvent ensuite être acquis par d'autres acteurs du marché, qui s'en servent pour compenser leurs impacts. Dans ce cas de figure, c'est l'organisme vendant les permis qui est tenu responsable des résultats de la compensation (Hough & Robertson, 2009). De nos jours, le recours aux banques de compensation est de plus en plus fréquent, de sorte qu'un tiers des demandes de permis est aujourd'hui satisfaite par ce biais (Wilkinson & Thompson, 2006).
- **Les payements de compensation "en lieu et place" (*in-lieu fee mitigation*)** qui ont lieu lorsqu'un promoteur verse une certaine somme à une agence publique ou à une organisation non-gouvernementale – appelés *in-lieu fee sponsor* – qui se charge de réunir des fonds et de les utiliser, à terme, pour réaliser des projets de compensation. Dans ce cas, c'est le *sponsor* qui est responsable du résultat de la compensation (Hough & Robertson, 2009).

Acheter des permis à un organisme tiers n'est donc que l'une des multiples possibilités à la disposition d'un maître d'ouvrage. Par ailleurs, avant d'être autorisé à en acheter, une hiérarchie de l'atténuation mise en place par le Corps doit d'abord être respectée (Corps & EPA, 1990). Ainsi, les impacts sur l'environnement doivent – avant leur occurrence et dans la mesure du possible – être : (i) évités, (ii) minimisés et enfin (iii) compensés. Avant d'endommager une zone humide, un projet doit donc passer un "*sequencing test*", mené par le Corps, qui s'assure que la hiérarchie de l'atténuation a bien été respectée et que les dommages infligés à l'environnement sont inévitables (Salzman & Ruhl, 2001).

Si c'est le cas et que toutes les possibilités d'évitement et de minimisation ont été épuisées, la procédure de compensation *on-site* est envisagée. Cette procédure permet au promoteur d'un projet de compenser son impact sur des terres adjacentes ; les fonctions hydrologiques et de purification de l'eau dépendent en effet largement de la localisation d'une zone humide sur un bassin-versant (NRC, 2001). Dans l'éventualité où la compensation *on-site* est également considérée comme insuffisante par le Corps, le promoteur du projet peut alors proposer une compensation *off-site*, qui est le principal type

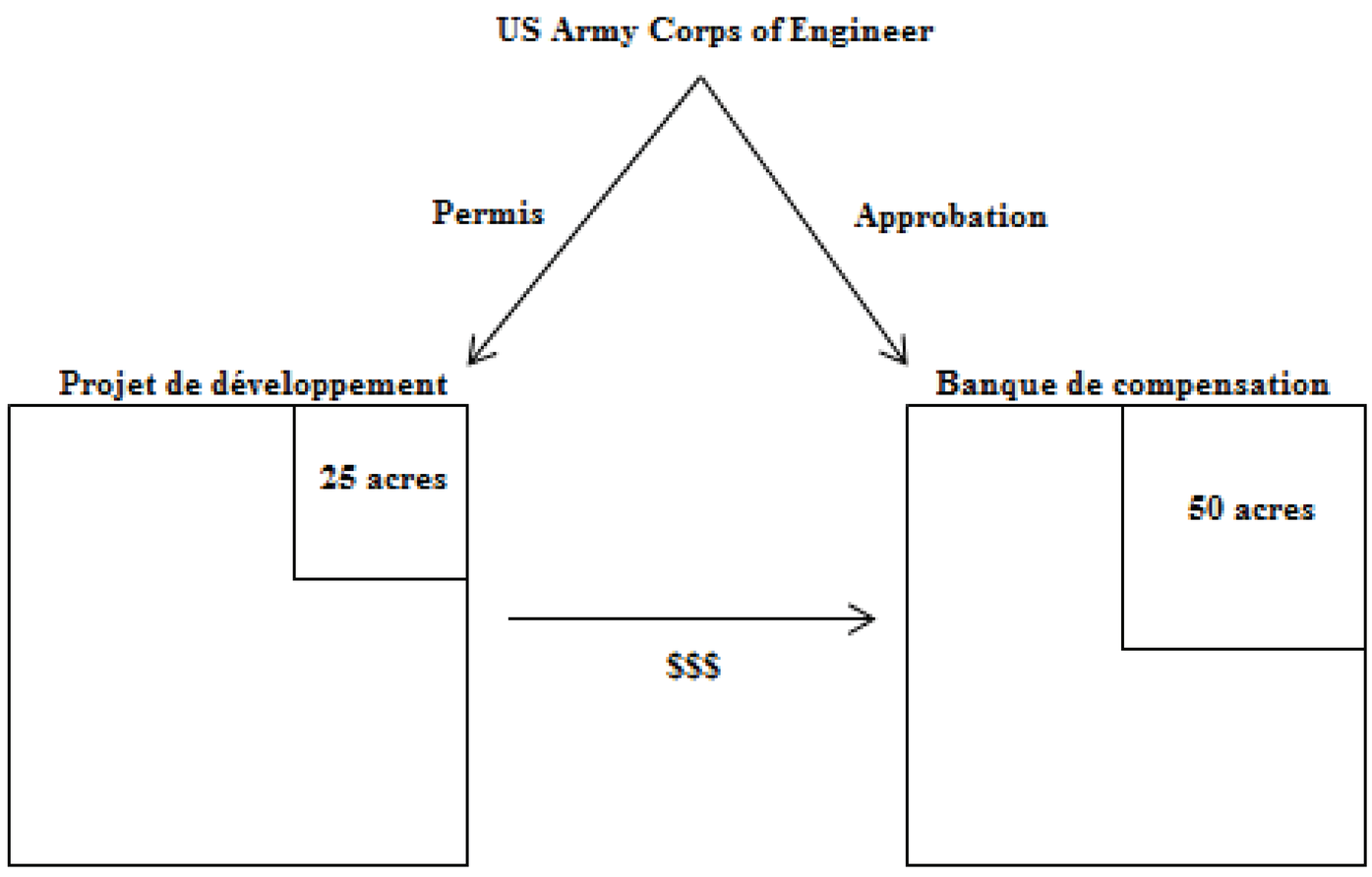
de projet dont s'occupent les banques de compensation. Les impacts peuvent alors être compensés *via* l'achat de crédits auprès d'une *mitigation bank* s'étant chargée de restaurer des zones humides en projets de grande ampleur (Shabman & Scodari, 2004).

3.1.4 Le rôle de l'US Army Corps of Engineer

Il apparait donc que lorsqu'un préjudice est fait à une zone humide, le recours au marché de permis n'est pas systématique. La compensation peut en effet être effectuée par trois biais (*permittee-responsible mitigation, in-lieu fee mitigation* ou *mitigation bank*), dont un seul donne lieu à un achat de crédits passant par le marché. La compensation ne peut en outre avoir lieu qu'après avoir épuisé toutes les méthodes d'évitement et d'atténuation légalement requises et peut prendre différentes formes (restauration, protection, création et amélioration).

Au sein du *Wetland Mitigation Banking*, le Corps joue donc un double rôle de vérification. D'une part, il fait passer le "*sequencing test*" aux projets de développement – afin de déterminer si la hiérarchie de l'atténuation a bien été respectée – et accepte ou non qu'un projet de développement ait lieu, sur base des propositions faites par son promoteur. D'autre, part il évalue les projets de restauration réalisés par les banques de compensation et leur accorde un nombre de crédit correspondant aux améliorations réalisées par rapport à la situation initiale du site concerné (voir figure 7, adaptée de Salzman & Ruhl, 2001).

Figure 9 : rôle joué par l'US Corps dans le *Wetland Mitigation Banking*



Source : adapté de Salzman & Ruhl (2001)

III – DIFFICULTES D'APPLICATION : LE CAS AMÉRICAIN

Maintenant que nous avons fait lumière sur le déroulement d'une compensation type, il est temps de questionner son efficacité.

3.2 Difficultés pratiques rencontrées

Lorsqu'il s'agit d'évaluer le succès du *Wetland Mitigation Banking*, certains auteurs s'interrogent : s'agit-il d'un succès majeur ou d'un "désastre non compensé" (Burgin, 2010) ?

Le débat fait rage. Ainsi, bien que certains auteurs affirment que l'obligation de compensation introduite par la section 404 du *Clean Water Act* a mené à la "création de milliers d'hectares de zones humides ainsi qu'à la protection d'une quantité de sites et de biodiversité qui n'aurait pas été atteinte si la compensation n'avait pas été conçue de cette façon" (ten Kate *et al*., 2004 : 14), une partie de la littérature n'hésite pas à remettre cette affirmation en cause en clamant qu'au contraire, ce mécanisme a, la plupart du temps, échoué à atteindre l'absence de perte nette (Turner *et al*., 2001 ; Kihslinger, 2008). Après en avoir développé les grandes lignes, nous allons maintenant nous plonger dans les détails du *Wetland Mitigation Banking* et découvrir par ce biais les critiques qui lui sont adressées.

3.2.1 L'hectare-pour-hectare, une unité de mesure remise en question…

L'un des problèmes majeurs auxquels font face les agences de régulation lorsqu'il s'agit d'approuver ou non un permis est le choix de l'unité de mesure utilisée pour évaluer les pertes et les gains en matière de biodiversité. A ce sujet, les recommandations fédérales américaines suggèrent d'évaluer non seulement la superficie mais aussi les fonctions de zone humide perdue[28]. Le choix final de l'unité de mesure est toutefois laissé aux autorités régionales et locales (Veltman, 1995), ce qui se traduit en pratique par la création de dizaines de méthodes d'évaluation différentes. Aux Etats-Unis, l'hectare-pour-hectare est ainsi l'unité de mesure la plus utilisée, principalement en raison de sa simplicité de calcul et malgré sa faible capacité à capturer l'ensemble des fonctions écologiques que possèdent les zones humides (Salzman & Ruhl, 2001 ; Wilkinson & Thompson, 2006).

L'utilisation du nombre d'hectares comme substitut évaluant l'équivalence des habitats est l'une des plus importantes critiques faite au *Wetland Mitigation Banking*. L'unité de mesure étant considérée comme représentative de l'ensemble de la biodiversité et des services écosystémiques d'une zone, son choix est extrêmement important. Nous l'avons vu, c'est en effet elle qui définit ce qui est échangé et, par conséquent, ce qui est protégé. Ainsi, bien que l'unité hectare-pour-hectare soit à première vue efficace pour protéger la superficie totale des zones humides, elle ne l'est pas pour en

[28] Notamment via la *Wetland Evaluation Technique* (*e.g.* Adamus *et al*., 1987), la *Wetlands Rapid Assessment Procedure* (*e.g.* Miller & Gunsalus, 1997) ou l'*Habitat Evaluation Procedure* (*e.g.* US Fish & Wildlife Service, 2011; Dickie & Tucker, 2010b).

protéger les fonctions écologiques, ce qui entraîne des échanges de zones humides de valeur écologique différente (Salzman & Ruhl, 2001).

Le succès des projets de compensation mis en œuvre dans le cadre du *Wetland Mitigation Banking* est donc remis en cause. En effet, bien qu'ils remplissent les critères minimums légaux – exigeant généralement une compensation hectare-pour-hectare –, leur capacité à reproduire l'ensemble des fonctions écologiques assurées par les sites détruits est loin d'être garantie (Ambrose, Callaway & Lee, 2006 ; Zinn & Copeland, 2008) et entraîne un risque non négligeable de mener à une augmentation de la dégradation environnementale (Palmer & Filoso, 2009).

3.2.2 Un monitoring très critiqué

Une deuxième difficulté rencontrée par le mécanisme de compensation américain réside dans les performances administratives des autorités de contrôle. De nombreuses évaluations de la mise en œuvre des projets semblent en effet indiquer que, souvent, ceux-ci ne répondent pas aux conditions imposées par leur permis (Turner *et al*., 2001). Ambrose *et al*., (2006) ont par exemple découvert qu'en moyenne, seules 73% des conditions d'un permis étaient remplies par leur promoteur tandis que Turner *et al*., (2001) ont pour leur part mis en évidence que plus de 80% des zones humides restaurées ne sont pas parvenues à devenir fonctionnelles après leur restauration. Concrètement, cette observation signifie que les zones humides restaurées sont parfois de type différent que celles détruites, que leur superficie est parfois moins étendue (Kentula *et al*., 1992) et qu'elles offrent souvent un "pauvre substitut" aux zones naturellement créées en ne rendant pas les mêmes services écosystémiques (Kaiser, 2001).

Le Corps a par ailleurs été accusé de "manquer totalement de respect" envers les ressources naturelles du pays (Trott, 2001) en surveillant les projets de façon insuffisamment rigoureuse que pour pouvoir assurer que l'absence de perte nette ait été atteinte (Kentula *et al*., 1992). En effet, étant donné la quasi-absence de contrôle, certains projets de compensation n'ont jamais été achevés alors que d'autres n'ont même jamais été commencés (Kaiser, 2001). Sans procédure efficace de monitoring, il est donc peu probable qu'un marché de permis fonctionne de façon satisfaisante (Paavola *et al.,* 2009 ; Rauschmayer *et al*., 2009).

3.2.3 La problématique de l'expertise scientifique

Une autre critique du *Wetland Mitigation Banking* concerne l'expertise sur laquelle il se base pour évaluer l'équivalence des habitats échangés. Une partie de la littérature estime en effet que les connaissances des processus écologiques que nous possédons et l'utilisation que nous en faisons sont largement insuffisantes pour assurer la restauration de l'entièreté des interactions qui ont lieu au sein d'un écosystème (Kustler & Kentula, 1990 ; Palmer & Filoso, 2009). Cette prise en compte sous-

optimale de la complexité naturelle entrainerait donc des pertes irréparables – car non identifiées – de fonctions écologiques (Ruhl & Gregg, 2001). On observe en effet aux Etats-Unis une tendance pragmatique à la conservation de "communautés écologiques"[29], plus simples à évaluer (*e.g. via* des photos aériennes) et une tendance à la sous-évaluation des fonctions écologiques et de leur complexité (Burgin, 2010), malgré les régulations encourageant leur prise en compte (Ruhl *et al*., 2008).

Notons également que même lorsque les fonctions écologiques sont évaluées, l'état actuel de nos connaissances ne suffit pas pour être certain qu'elles sont totalement compensées :

- D'une part, les rétroactions sont si nombreuses et complexes qu'une action profitable à un service écosystémique peut être néfaste à un autre (Palmer & Filoso, 2009). Une restauration de zone humide entreprise pour réduire l'apport en azote à une zone côtière peut par exemple également donner lieu à une augmentation de la biodisponibilité du mercure aux poissons (Helfield & Diamond, 1997) ;
- D'autre part, les services écosystémiques finaux sont supportés par un réseau complexe de processus biophysiques et de caractéristiques écosystémiques, dont la plupart n'est pas restaurée, principalement parce que les scénarios de restauration se basent sur des caractéristiques structurelles plutôt que sur les processus écologiques (Euliss *et al*., 2008). La restauration des rivières, par exemple, est souvent basée sur la reproduction de caractéristiques telles que la profondeur, la largeur et la sinuosité des cours d'eau, en oubliant que si celles-ci sont nécessaires, elles sont loin d'être suffisantes pour produire les services écosystémiques désirés (Palmer & Filoso, 2009).

Il est enfin important de signaler qu'un certain nombre d'études (*e.g.* Ambrose *et al*., 2006 ; Brown & Veneman, 2001 ; Johnson *et al*., 2002 ; Minkin & Ladd, 2003 ; Sudol & Ambrose, 2002 ; Turner *et al*., 2001) semblent sceptiques quant à la capacité du *Wetland Mitigation Banking* à atteindre l'absence de perte nette, même lorsque les fonctions écologiques sont prises en compte dans la conception des projets (Burgin, 2010).

3.2.4 Les effets pervers induits par la course à la rentabilité

Les marchés de permis environnementaux permettent d'échanger des autorisations de dégrader l'environnement. Acheteurs et vendeurs n'ayant aucun autre intérêt que de réaliser des profits, il est dans l'intérêt de tous de produire des crédits au prix le moins élevé possible. Par conséquent, si la qualité de la compensation n'est pas suffisamment évaluée par une autorité régulatrice, il est possible que la conservation de la biodiversité en pâtisse puisque la réussite ou l'échec d'un projet n'affecte

[29] Une communauté écologique est définie par Putman (1994) comme un assemblage d'espèces dont les fonctions et les dynamiques sont interdépendantes, interagissant ensemble dans une aire géographique donnée.

aucun des acteurs (Palmer & Filoso, 2009). Plusieurs effets pervers – principalement dus aux incitations à l'efficacité qu'entraine l'utilisation des MBIs – doivent donc être pris en compte :

- L'objectif de rentabilité joue un rôle prépondérant lors du choix de l'unité de mesure utilisée pour calculer l'équivalence du crédit et du débit. Dans cette optique, face à une solution rapide, simple et peu coûteuse telle que le calcul hectare-pour-hectare, les unités plus complexes, mais plus coûteuses – mesurant par exemple certaines fonctions écologiques – partent avec un handicap certain, malgré les évaluations plus approfondies qu'elles permettent de faire. Le danger réside ici dans l'utilisation d'unités de mesure trop simplifiées, qui peuvent mener à une sous-évaluation des dégâts infligés (Salzman & Ruhl, 2001).

- Cet objectif va également influencer le choix des sites de plusieurs façons :

  - En favorisant le type de sites sur lesquels les techniques de restauration ont prouvé leur efficacité et en négligeant les autres, menant, à terme, à la restauration d'un petit nombre de fonctions écologiques et à une homogénéisation des zones humides (Geniaux, 2002).
  - En contribuant à la destruction de sites situés près des villes et à leur restauration sur des sites situés en campagne – étant donné le différentiel de coûts des terrains –, entrainant ainsi, pour les populations urbaines, la perte des services écosystémiques procurés par ces zones humides (*e.g.* aménités environnementales, filtration des polluants). Une étude de Ruhl & Salzman (2006) a ainsi montré qu'aux Etats-Unis, même lorsqu'il existe une obligation de compenser des dégâts au sein d'un certain périmètre (*e.g.* bassin-versant), il est possible d'identifier clairement des gagnants et des perdants lors de chaque compensation – en termes de services écosystémiques procurés par les zones humides. Un effet d'autant plus pervers que "les perdants ne sont pas véritablement conscients de perdre quoi que ce soit et sont encore moins capable d'évaluer monétairement ce qui leur a été ôté" (Ruhl & Salzman, 2006 : 10).

Outre le danger que comporte la course à la rentabilité dans un milieu insuffisamment contrôlé (Geniaux, 2002), plusieurs études ont donc montré qu'une trop faible prise en compte du bien-être humain lors de l'échange des habitats pouvait avoir des effets négatifs sur l'efficacité de l'*habitat banking* et sur sa capacité à atteindre l'absence réelle de perte nette pour tous. Les études de Salzman & Ruhl (2006) sur la perte de zone humide que subissent les villes au profit des campagnes sont, à ce sujet, éloquentes.

3.3 Conclusion

En conclusion, lorsque la perte d'une zone humide due au développement est considérée comme inévitable, une compensation adéquate doit être négociée. Dans l'état actuel des choses, il apparaît toutefois que, même aux Etats-Unis – où le concept d'*habitat banking* est le plus développé –, le résultat semble être souvent trop faible que pour pouvoir prétendre à l'absence de perte nette (Turner *et al*., 2001 ; Brown & Veneman, 2001 ; Kihslinger, 2008). En effet, bien qu'il soit aujourd'hui basé sur un certain nombre de règles telles que l'approche par bassin-versant et l'utilisation de la "meilleure science disponible", le *Wetland Mitigation Banking* américain est accusé de "dépasser les limites de la science" (Stokstad, 2008 : 162) en oubliant que les connaissances scientifiques actuelles ne sont pas suffisantes pour assurer une restauration "à l'identique". En outre, en permettant aux autorités régionales d'adopter dans certains cas des unités de mesures telles que l'hectare-pour-hectare, il s'expose aux critiques des écologues, qui estiment celle-ci incapable de rendre compte de l'équivalence des projets de compensation (Palmer & Filoso, 2008 ; Salzman & Ruhl, 2001). De nombreuses réserves ont également été émises quant à la capacité de l'autorité régulatrice, *l'U.S. Army Corps of Engineer*, à assurer la mise en œuvre effective des projets de restauration et à contrôler leur réussite. Une insuffisance d'autant plus grave que cette absence de monitoring aurait entraîné, selon une partie de la littérature, l'abandon ou à l'absence pure et simple de mise en œuvre d'une partie des projets de compensation prévus légalement. (Turner *et al.,* 2001 ; Ambrose *et al*., 2006).

Ces multiples critiques font apparaître le *Wetland Mitigation Banking* américain comme fragile et nous forcent à remettre en question l'efficacité réelle de l'*habitat banking*. Malgré tout, à la lecture des différents articles relevant ces difficultés, une constatation nous est progressivement apparue. Il nous apparaît que bien qu'il existe une littérature florissante sur leurs nombreuses limites, une large majorité de la communauté scientifique n'a pas abandonné l'espoir de voir les permis échangeables permettre d'atteindre l'absence de perte nette et s'efforce de trouver des parades à l'infongibilité des habitats (*e.g.* Gibbons & Lidenmayer, 2007 ; Burgin, 2008 ; Kihslinger, 2008).

Qu'il s'agisse de ratios de compensation, de méthodes de zoning ou de "bonus de voisinage", il existe un large débat visant à améliorer la forme actuelle des permis échangeables. Après avoir découvert ses nombreux aspects problématiques, nous allons maintenant développer les différentes adaptations qu'il est possible d'apporter à l'*habitat banking* et les compromis qu'il est nécessaire de réaliser à cette occasion.

CHAPITRE 4 ADAPTATIONS POSSIBLE A L'*HABITAT BANKING*

Comme nous venons de le voir grâce à l'analyse du *Wetland Mitigation Banking* aux Etats-Unis, les marchés de permis appliqués à la conservation possèdent des avantages, mais aussi des inconvénients. Un débat intense existe donc au sein de la littérature scientifique afin d'identifier, d'une part, les situations dans lesquelles ils peuvent être profitables et, d'autre part, les limites qu'il est possible de leur poser afin de s'assurer que l'absence de perte nette est bien atteinte.

Au fil de ce chapitre, nous allons rendre compte le plus fidèlement possible des différents points de vues qui sont exprimés au sein de ce débat (4.1) et mettrons en évidence ce qui est pour nous l'une des clés nécessaire à la compréhension d'un mécanisme d'*habitat banking* : le rôle que joue notre conception de la durabilité lors de l'élaboration des règles qui régissent les marchés de permis (4.2).

4.1 Aperçu du débat sur les règles d'échange

4.1.1 Mise en contexte

Nous l'avons vu, la multiplicité des ressources naturelles – comparée à la nature standardisée des unités requise pour un marché de permis efficace – est à la source du principal reproche que l'on fait à l'*habitat banking* : l'absence d'équivalence écologique stricte entre le débit et le crédit des projets de compensation. En effet, étant donné l'impossibilité de calculer de façon exhaustive les variations de la biodiversité et des services écosystémiques qu'elle offre, des substituts – considérés comme représentatifs de l'état de la biodiversité présente sur les différents sites – servent d'unités de mesure pour s'assurer de l'équivalence entre les gains et les pertes. Cette simplification est toutefois considérée comme inadéquate par certains chercheurs (*e.g.* Walker *et al.,* 2008). En effet, bien qu'elle facilite le fonctionnement des marchés et la marchandisation de la biodiversité, elle cacherait, obscurcirait ou oublierait certains aspects importants de la biodiversité ainsi que sa non-interchangeabilité (Robertson, 2000 ; Salzman & Ruhl, 2001).

Tous les facteurs écologiques et sociaux n'étant pas pris en compte, certains chercheurs ont donc remis en cause l'efficacité des permis échangeables et sa capacité à atteindre l'absence réelle de perte nette (Turner *et al.*, 2001). Pour corriger les insuffisances engendrées par cette absence d'équivalence stricte, des règles d'échanges peuvent toutefois être conçues. Celles-ci peuvent être appliquées aux trois dimensions d'infongibilité des habitats (Salzman & Ruhl, 2001) :

- **le type** : la valeur fonctionnelle qu'ont les sites détruits et restaurés pour les espèces y vivant peut fluctuer.
- **la situation géographique** : les sites détruits peuvent avoir fait partie d'un système d'habitats contigus tandis que l'habitat restauré peut être isolé – et donc de moindre valeur écologique – ou inversement (Hanski, 1998). La situation géographique d'un habitat influence également sa capacité à délivrer certains types de services écosystémiques (*e.g.* filtration de l'eau).
- **le temps** : il arrive qu'un laps de temps s'écoule entre la destruction d'un habitat et sa restauration, durant laquelle une perte intérimaire survient. En outre, les espèces ont besoin de temps pour coloniser une zone (Keymer *et al.*, 2000), ce qui peut entraîner l'augmentation du risque d'extinction d'une population.

Lors de la création du cadre réglementaire de l'*habitat banking*, l'adoption de critères stricts en matière d'équivalence des habitats implique, certes, une diminution des risques de ne pas atteindre le *no net loss*, mais réduit également l'activité du marché de permis, ce qui peut le rendre inopérant (Panayotou, 1994).

Après avoir brièvement expliqué le rôle que joue le niveau d'activité dans l'efficacité d'un marché, nous ferons dialoguer les différents arguments du débat sur les règles d'échange applicables à l'*habitat banking.* Cela nous permettra de souligner l'importance que prend, dans ce cadre, le compromis entre respect strict des impératifs écologiques et prise en compte des nécessités économiques. Un marché de permis échangeable ne doit, en effet, autoriser l'échange qu'entre habitats écologiquement équivalents, mais ne peut être viable que sous certaines conditions économiques bien précises.

4.1.2 De l'importance de l'activité sur un marché de permis

Plus un marché est large – c'est-à-dire plus le nombre de partenaires potentiels est élevé – plus celui-ci est actif (Baron, 1999). Cette activité est importante, d'une part, parce qu'elle permet de diminuer la volatilité des prix que l'on observe sur les marchés de petite envergure et, d'autre part, parce qu'elle diminue l'incertitude de retour sur investissement attendu par les différents acteurs (Baron, 1999). Or, dans certains cas extrêmes, une incertitude trop élevée peut décourager une partie des acteurs de la conservation de participer au marché, faisant s'effondrer celui-ci (Panayotou, 1994).

Une faible diversité d'acteurs sur un marché peut également entraîner des situations de quasi-monopole, lors desquelles l'influence de certains acteurs leur permet de faire varier le prix des permis selon leurs intérêts (Hahn, 1984). Du côté de l'offre, c'est par exemple le cas si une organisation spécialisée dans la restauration d'habitat augmente subitement ses prix bien au-dessus des prix de vente d'un marché compétitif – ce qui équivaut à décourager le développement économique dans la région concernée. Cette augmentation est toutefois plafonnée par le prix que devrait payer le

promoteur d'un projet de développement pour restaurer lui-même l'habitat concerné (Mead, 2008). Du côté de la demande, un investisseur de grande taille pourrait, lui, forcer les prix en dessous du niveau compétitif en utilisant sa capacité à déterminer en grande partie la quantité de la demande. De façon similaire, ce type de comportement ne peut descendre que jusqu'à un certain seuil, constitué par la rentabilité des utilisations alternatives des terres (*e.g.* agriculture) par les propriétaires terriens (Panayotou, 1994).

L'activité d'un marché dépend d'un certain nombre de facteurs développés ci-dessous (Wissel & Wätzold, 2009) :

- **L'activité économique** : si la croissance économique est anémique, la demande de permis peut en pâtir, ce qui réduit la fréquence de transactions.
- Les **différences de coûts d'opportunité** : si les coûts d'opportunités sont égaux entre les différents sites, il n'existe pas d'incitant à l'échange. En revanche, si certains sites sont plus adaptés au développement économique (ou à la conservation) que d'autres, un incitant à l'échange existe. Plus cette différence est importante, plus l'incitant est fort.
- La **combinaison de permis échangeables avec la régulation** : certaines régulations (comme l'imposition d'une surface protégée minimale sur chaque parcelle) peuvent restreindre l'échange de permis.
- La **taille du marché** : la taille de la zone d'application des permis échangeables influence tant la probabilité de variation des coûts d'opportunité que le nombre d'acteurs potentiels (Chomitz, 2004).
- Les **restrictions à l'échange** : plus il existe d'exigences et plus elles sont détaillées, moins les possibilités d'échange sont nombreuses.
- Les **coûts de transaction** : l'existence de coûts de transaction élevés peut réduire l'activité sur un marché. Ceux-ci peuvent par exemple apparaître suite à des procédures administratives longues et compliquées.

Nous l'avons vu, l'activité d'un marché est étroitement liée à son efficacité. Dans le cas de l'*habitat banking*, l'équivalence écologique imparfaite qu'entraîne l'utilisation de substituts va forcer les décideurs à adapter ce mécanisme en y insérant des règles d'échange. Celles-ci ont pour objectif de permettre aux permis échangeables d'atteindre les objectifs écologiques qu'ils se sont fixés et de de réduire le risque de ne pas atteindre l'absence de perte nette. Ces adaptations peuvent être faites dans les trois dimensions d'infongibilité des habitats : le temps, l'espace et la situation géographique (Salzman & Ruhl, 2001).

4.1.3 Infongibilité de type et ratios d'échanges

Le type d'habitat fait référence à la capacité d'un site à abriter des espèces particulières. Deux habitats sont donc d'un même type s'ils possèdent les mêmes caractéristiques pour un groupe d'espèces au même stade de vie (Wissel & Wätzold, 2009).

Le débat concerne ici l'échange de types d'habitats différents : soit celui-ci est autorisé, soit il ne l'est pas. Dans ce cadre, si l'objectif est de maintenir le *statu quo* des risques d'extinctions pour toutes les espèces, échanger des habitats du même type ne pose pas de problèmes ; il en va différemment pour des habitats de type différents (Gibbons & Lindenmayer, 2007 ; McCarthy et *al*., 2007). Ces échanges peuvent toutefois être autorisés sous certaines conditions (voir par exemple ten Kate *et al*., 2004).

Ainsi, il arrive que certains types d'habitats soient plus rares que d'autres, de sorte que certaines espèces (ou habitats) soient considérés comme en danger. Si les objectifs de conservation visent à les protéger, l'autorité régulatrice peut décider d'inciter la restauration des habitats les plus à même d'atteindre ces objectifs en déterminant des ratios d'échanges (en créditant, par exemple, la restauration d'un hectare d'habitat de type A cinq fois plus que la restauration d'un hectare d'habitat de type B). Ainsi, dans le cas hypothétique où la restauration d'habitats forestiers serait estimée plus importante que celle de landes, cette pratique (appelée "*trading up*") encouragerait la restauration de forêts plutôt que de landes en instaurant un ratio d'échange défavorable à ces dernières. L'existence de tels ratios comporte toutefois certains dangers, qui peuvent rendre inefficace le système de permis s'ils ne sont pas pris en compte (Wissel & Wätzold, 2009) :

- Si l'institution régulant le marché est mal informée des coûts de restauration liés aux différents types d'habitats, elle peut mettre en œuvre des ratios inadaptés, qui auront dans ce cas un effet contraire à celui recherché. Pour reprendre notre exemple ci-dessus, cela serait le cas si la restauration de cinq hectares de landes coûtait moins cher que la restauration d'un hectare de forêt.
- Par ailleurs, les coûts de restauration pouvant varier au fil du temps : un ratio d'échange procurant les signaux adéquats au moment t peut ainsi être totalement déséquilibré au moment t+1.

Pour éviter que de tels échanges ne mènent à une perte critique d'habitat, trois solutions sont envisageables (Dickie & Tucker, 2010a) :

- D'une part, il est possible de déterminer un niveau minimum pour chaque type d'habitat. Une fois atteint, celui-ci n'autoriserait la compensation d'un habitat détruit que par un habitat du même type.

- D'autre part, il est envisageable de réajuster les ratios d'échange de façon régulière en fonction de la rareté des différents habitats. Cette méthode a toutefois le désavantage d'augmenter l'incertitude pesant sur la valeur future des terres et d'entraîner une augmentation des coûts administratifs.
- Enfin, il est également possible de n'autoriser l'échange d'habitat que dans un sens : la destruction d'un type d'habitat assez répandu pourrait, dans ce cas, être compensée par la restauration de n'importe quel type d'habitat, mais pas l'inverse.

Interdire l'échange entre les différents types d'habitats réduit toutefois la taille du marché et, par conséquent, son activité. Il s'agit donc de faire un compromis entre les impératifs écologiques – qui requièrent une équivalence parfaite entre l'habitat détruit et l'habitat restauré – et les nécessités économiques – qui requièrent un assouplissement des critères de transaction.

4.1.4 Infongibilité spatiales et interdépendances

La probabilité de survie des espèces dépend de la taille globale de leur habitat, de leur configuration, ainsi que de la distance et de la connectivité entre les différents sites qui peuvent les accueillir (Fahrig, 2003). Pour un grand nombre d'entre elles, des sites d'habitats connectés ont ainsi une plus grande valeur que des sites isolés car ils leur permettent de migrer et de se déplacer de l'un à l'autre, facilitant la recolonisation de régions au sein desquelles une population s'est éteinte (Hanski, 1998). L'évaluation de cette dimension spatiale est coûteuse (Ovaskainen & Hanski, 2004), mais si elle est négligée lors de l'élaboration des règles d'échange, la configuration résultante a de fortes chances d'être moins efficace (Hartig & Drechsler, 2009). C'est pourtant ce qui semble être souvent le cas (voir Walker *et al.,* 2008 ainsi que Burgin, 2008). Il existe toutefois diverses possibilités visant à inclure les interdépendances spatiales dans les règles d'échanges.

La première se base sur l'idée qu'étant donné que – toute choses étant égales par ailleurs – des sites voisins tendent à avoir une valeur écologique plus élevée que des sites isolés, la restauration d'un habitat situé dans le voisinage d'un habitat du même type doit être récompensée par un permis de plus grande valeur que dans le cas d'une restauration isolée (Parkhurst *et al.*, 2002). De façon analogue, la destruction d'un habitat isolé devrait nécessiter un permis de moins grande valeur que s'il avait été voisin d'un autre site (Drechsler & Wätzold, 2009).

La mise en œuvre d'un tel "bonus de voisinage" est malaisée car elle impose de réévaluer la valeur d'un terrain lors de chaque changement d'affectation du sol des sites lui étant adjacent (Parkhurst & Shogren, 2007). En outre, si cette solution est adoptée, des décisions doivent être prises quant à savoir qui profitera de la valeur ajoutée – ou supportera le surcoût – entraîné par ce changement. Le problème se situe ici dans le fait qu'une réévaluation ne serait pas forcément le

résultat d'une action du propriétaire d'un terrain, mais parfois de ses voisins (Drechsler & Wätzold, 2009).

En théorie, il ne s'agit pas réellement d'un problème. Selon Coase (1960), un système d'équilibre général débouchera *ex post* sur une allocation optimale des ressources quelle que soit la situation dans laquelle on se trouve. Celle-ci peut être de deux types :

1. **Les propriétaires terriens ont le droit de modifier l'affectation du sol de leurs terrains sans consulter leurs voisins**. Un individu ne souhaitant pas subir les conséquences des activités de son voisin doit donc négocier leur arrêt, en échange d'une indemnisation représentant les bénéfices que celui-ci aurait réalisés le cas échéant.
2. **Les propriétaires terriens n'ont pas le droit de modifier l'affectation du sol de leurs terrains sans consulter leurs voisins**. Dans ce cas, l'acteur désirant modifier son activité peut dédommager ses voisins afin que ceux-ci acceptent d'en supporter les effets négatifs.

En partant du postulat que les propriétaires fonciers veulent maximiser leurs profits, qu'ils sont parfaitement informés et que les coûts de transaction (tels que peut en entraîner la négociation par exemple) sont nuls, l'allocation la plus efficace des sols est atteinte car les effets de voisinage sont incorporés dans la prise de décision des acteurs (Coase, 1960).

En réalité toutefois, la négociation des indemnisations entre les différents propriétaires terriens entraîne une augmentation des coûts de transaction, qui peut empêcher le fonctionnement optimal du marché (Wissel & Wätzold, 2009). Par conséquent, si les indemnisations entre voisins n'ont pas lieu car leur négociation coûte trop cher, il n'existe plus de raison de penser que le bonus de voisinage mènera à l'allocation optimale des ressources. En outre, l'évaluation du bonus et sa modification lors de chaque changement d'affectation des sols entraînent, elles aussi, une augmentation des coûts d'information qui peut également miner le fonctionnement du marché. De plus, ce coût est fonction de la complexité de l'unité de mesure utilisée, ce qui peut mener à une simplification excessive des unités de mesure, comportant les dangers que nous connaissons (Hartig & Drechsler, 2010).

Une approche alternative au bonus de voisinage pour prendre en compte les interdépendances spatiales entre les habitats s'appelle le zoning (Parkhurst & Shogren, 2003 ; Thorsne & Simmons, 1999). L'idée est de faire en sorte que la destruction soit autorisée dans les zones possédant de nombreux habitats isolés tout en l'interdisant dans celles où la densité est élevée (Mills, 1980 ; Tripp & Dudek, 1989). Il peut également être envisagé de l'autoriser dans certaines zones à forte densité jusqu'à un certain point, à partir duquel elle serait interdite (Thorsne & Simmons, 1999). Cette méthode comporte toutefois l'inconvénient d'imposer des limites strictes aux échanges de permis et d'affecter l'efficacité de l'*habitat banking* en empêchant l'utilisation de certaines zones à fort potentiel économique (Wissel & Wätzold, 2009). Son efficacité peut également être remise en cause car cette

méthode ne considère la connectivité des sites que de manière indirecte. La probabilité de connexion entre différents habitats peut être augmentée en utilisant des zones de plus petite taille, mais plus celles-ci sont restreintes, plus l'activité sur le marché s'en ressent.

La réflexion sur le bonus de voisinage, le zoning et l'absence de considération de la connectivité spatiale des habitats est donc à nouveau un cas dans lequel il s'agit de faire des choix. Selon l'importance de la connectivité spatiale sur les objectifs écologiques que l'on se fixe, l'influence les restrictions que l'on désire appliquer sur l'activité du marché de permis et les caractéristiques propres au zoning et au bonus de voisinage, il s'agit à nouveau de passer un compromis acceptable pour tous entre impératifs écologiques et économiques.

4.1.5 Infongibilité de temps et gains de conservation temporaire

De fréquents changements d'affectation des sols et de longs intervalles entre la destruction et la restauration d'un habitat naturel peuvent avoir un impact négatif sur la survie de certaines espèces (Hanski, 1999). La régénération des habitats n'étant pas toujours immédiate et la recolonisation d'un site restauré par une population viable n'étant pas nécessairement assurée, l'infongibilité de temps caractérisant parfois les crédits échangés peut être problématique (Keymer *et al.,* 2000 ; Matthews & Endress, 2008).

Dans l'optique où l'objectif est de s'assurer qu'une transaction compense totalement un impact, certaines chercheurs estiment que celui-ci ne doit être autorisé que si la recolonisation d'une zone a été prouvée et que la restauration est considérée comme réussie (Crooks & Ledoux, 2002 ; Bekessy *et al.,* 2010). Cette idée se base sur le constat que la recréation d'habitats identiques est extrêmement difficile, si pas impossible (Wilkins *et al.,* 2003), et qu'accorder des prêts en matière de biodiversité est la meilleure manière de ne pas atteindre l'absence de perte nette en raison de la très forte incertitude pesant sur l'équivalence des habitats échangés et sur la réussite future des projets de compensation prévus.

Ce cas de figure ne fait toutefois pas l'unanimité, notamment parce qu'il peut de ce fait s'avérer difficile, pour les acteurs du marché, de trouver des partenaires d'échange et que cela peut limiter les échanges à un faible nombre d'écosystèmes restaurables assez rapidement (Morris *et al.,* 2006). Pour contourner cet obstacle, des "ratios d'incertitude" ont été proposés par Moilanen *et al.* (2009). Ils consistent à reconnaitre l'incertitude écologique pesant sur les compensations *ex post* et à l'atténuer en compensant un site détruit par un site de beaucoup plus grande taille. Cette méthode a toutefois l'inconvénient d'être, d'une part, difficile à calculer – principalement en raison de l'étendue des incertitudes associées au fonctionnement des écosystèmes – et, d'autre part, de mener à des ratios parfois tellement élevés qu'ils en deviennent inapplicables (Bekessy *et al.*, 2010).

IV – ADAPTATIONS POSSIBLES A L'*HABITAT BANKING*

Une autre facette de la dimension temporelle concerne l'incertitude pesant sur la demande future de permis et sur leur valeur. Cette incertitude peut décourager certains propriétaires terriens d'investir dans la restauration de telle sorte que des incitants additionnels doivent parfois être envisagés (Wissel & Wätzold, 2009). Cette solution consiste à rémunérer les propriétaires terriens pour les gains de conservation temporaires (liés à la valeur écologique additionnelle) qu'ils fournissent à la société en protégeant la biodiversité. Ainsi, s'ils n'arrivent pas à écouler leurs permis de restauration immédiatement, il est envisagé de leur accorder des permis additionnels qui sont considérés comme le payement d'intérêts.

Ce principe d'intérêts est critiqué car il est considéré comme pouvant mener à une perte nette de biodiversité (Moilanen *et al.,* 2009). En effet, grâce à ceux-ci, un permis va accumuler de la valeur et pourra par la suite être utilisé pour compenser un site de valeur écologique plus élevée que le projet de restauration initialement mené. Un tel procédé peut donc mener à la réduction de la valeur écologique globale d'une région.

Une autre vision de l'"emprunt" de biodiversité que celle que nous venons développer *supra* explique que si une espèce n'est pas immédiatement en danger, un délai entre la destruction et la restauration d'un habitat pourrait être accordé et permettrait aux projets de développement de ne pas soumettre immédiatement de permis lors d'une dégradation de l'environnement. Les maîtres d'œuvre seraient toutefois obligés de compenser le laps de temps écoulé entre la destruction et la compensation *via* des permis additionnels, similaires une fois encore au payement d'intérêts (Wissel & Wätzold, 2009). Le montant de ces intérêts refléterait les pertes temporelles de services écologiques ainsi que l'augmentation du risque d'extinction des espèces résultant du laps de temps pendant lequel la perte de biodiversité a eu lieu.

L'emprunt et l'épargne impliquant forcément une fluctuation de la valeur écologique d'une région, il existe un risque qu'elle soit réduite à un niveau pouvant être considéré comme critique. Pour atténuer ce risque, une valeur écologique limite peut également être introduite, en dessous de laquelle les transactions ne sont plus autorisées (Dickie & Tucker, 2010a).

La mise en œuvre effective des mesures de compensation doit également être prise en compte lorsqu'un laps de temps est autorisé entre la dégradation et la restauration d'un habitat. Le risque existe en effet qu'une organisation soit déclarée en faillite avant qu'elle ait rempli ses obligations de compensation (Bekessy *et al.*, 2010). Pour s'assurer que les mesures prévues sont bien mises en œuvre, il est toutefois possible de requérir l'immobilisation de la somme nécessaire à leur entreprise sur un fonds de gestion, et ce jusqu'à ce qu'elles soient totalement achevées.

Ce type de mesures est également utilisable pour s'assurer que le financement requis pour la gestion continue de certains habitats ne se tarisse pas (NSW EPA, 2002). Dans ce cas de figure, le

régulateur peut n'accorder de permis que si l'un des acteurs s'engage à gérer l'habitat durant une certaine période de temps avec des fonds sécurisés. Une certaine partie du revenu tiré de la vente du permis est alors versée sur un fonds d'affectation, qui dépense cet argent (ou les intérêts qu'il génère) en aménagements tout au long de la période de gestion prévue.

Enfin, si les coûts d'opportunité varient fréquemment et de façon spatialement hétérogène, les propriétaires terriens peuvent vouloir changer l'affectation des sols en conséquence. Les espèces, toutefois, peuvent avoir des difficultés à s'adapter à ces changements fréquents (Johst *et al*., 2002). Pour résoudre ce problème, il a été proposé d'imposer une durée minimale durant laquelle un site doit être maintenu pour la conservation après avoir été restauré (Dickie & Tucker, 2010a).

4.2 Les normes d'*habitat banking* en tant que conséquences de notre conception de la durabilité

Nous l'avons vu, l'utilisation de substituts comme unité de mesure lors du calcul de l'équivalence du crédit et du débit entraîne un certain degré d'infongibilité entre les sites détruits et restaurés. Si l'*habitat banking* souhaite atteindre l'absence de perte nette, il doit tenir compte de cette infongibilité et décider – selon les objectifs fixés – de placer ou non des limites aux échanges ayant lieu sur le marché de permis qui est créé. C'est lors de la conception de ces limites que le débat dont nous venons d'effleurer les principaux enjeux voit le jour. Nous allons maintenant mettre en évidence l'origine des divergences de vue qui nourrissent ce débat : l'existence de visions différentes du concept de durabilité.

4.2.1 Durabilité forte vs. durabilité faible

La biodiversité est de plus en plus vue comme une forme de capital contribuant au bien-être de la population *via* la production de biens et de services environnementaux (Armsworth, Kendall & David, 2004). Selon cette vision des choses, la diminution de la diversité des espèces et de leurs habitats peut donc être vue comme une forme de dépréciation d'un stock de capital. Or, pour arriver à un développement durable[30], le maintien de notre capacité à transmettre les différents stocks de capitaux aux générations futures – afin de d'assurer leur bien-être – est incontournable (CMED, 1987). De ce point de vue, se pose donc la question de savoir si la perte d'une forme de biodiversité en un endroit spatial et temporel précis peut être atténuée ou compensée par la croissance d'une autre forme de ressource (*e.g.* capital humain, autre type de biodiversité).

[30] Défini comme un "développement qui répond aux besoins du présent sans compromettre la capacité des générations futures de répondre à leurs propres besoins" (CMED, 1987).

IV – ADAPTATIONS POSSIBLES A L'*HABITAT BANKING*

Chaque fois qu'une dégradation de la biodiversité a lieu, celle-ci entame l'intégrité des écosystèmes et des habitats, compromet notre approvisionnement en biens et services environnementaux et, dans une certaine mesure, nous affecte psychologiquement (MEA, 2005). Certains écologues et biologistes expliquent donc que les propriétés irremplaçables de la biodiversité en font une forme de capital naturel critique et que sa perte ne doit par conséquent pas être tolérée (Costanza & Daly, 1992 ; Dietz & Neumayer, 2007).

Lorsqu'elle ne remet pas en cause l'efficacité même de l'*habitat banking* à atteindre l'absence de perte nette, cette conception de la durabilité – appelée la durabilité forte – prône l'adoption de standards de sécurité visant à éviter que certains seuils critiques ne soient atteints et à assurer une équivalence maximale entre les habitats échangés. De lourdes contraintes sont donc imposées sur les opportunités de développement, la logique sous-jacente étant qu'il n'existe pas – ou très peu – de substituabilité entre les différents types de capitaux (Ekins *et al.*, 2003).

Cette conception est l'exact opposé d'une autre vision de la durabilité – appelée durabilité faible –, qui considère les capitaux comme substituables et la durabilité atteinte si les générations futures sont en mesure d'obtenir un stock de capital équivalent à celui dont bénéficient les générations présentes – même si cela signifie diminuer la quantité de capital naturel (Gowdy, 1999). Selon ce point de vue, la diminution du capital naturel peut donc être compensée par une augmentation du capital humain ou économique de valeur équivalente (Gutes, 1996).

L'*habitat banking* est, pour nous, un cas parfait lors duquel cette distinction entre durabilité forte et durabilité faible prend tout son sens. En effet, l'adoption de ce type de mécanisme et les règles avec lesquelles nous allons le mettre en œuvre reflètent notre conception de la durabilité. Ainsi, ce qui est considéré comme échangeable et les conditions dans lesquelles l'échange a lieu sont autant de conséquences de la vision que nous avons de la substituabilité des capitaux. Les normes qui seront fixées seront donc plus ou moins restrictives en fonction de la définition – plus ou moins écologiquement stricte – que nous avons du principe de "pas de perte nette".

4.3 Conclusion

En conclusion, pour réconcilier les objectifs de conservation et de développement économique de la façon la plus efficace possible, les permis échangeables ont été proposés. Un certain nombre de défis apparaissent toutefois lors de leur mise en œuvre, principalement dus au fait que les habitats détruits et restaurés peuvent différer dans le temps, dans l'espace et en terme de type. Pour résoudre ces difficultés, les règles d'échange peuvent se complexifier afin de limiter les risques de ne pas atteindre certains objectifs écologiques. Toutefois, plus ces règles se complexifient, plus les acteurs font face à des coûts de transaction élevés, ce qui peut limiter l'efficacité du marché (Drechsler & Wätzold (2009), voir Mansfield (2004) pour un exemple d'échec).

IV – ADAPTATIONS POSSIBLES A L'*HABITAT BANKING*

Un certain nombre d'arbitrages et de compromis doivent donc être réalisés afin de concilier les impératifs écologiques (selon lesquels les habitats détruits et restaurés doivent être les plus similaires possibles) et les impératifs économiques (selon lesquels il est nécessaire d'avoir un certain niveau d'activité sur le marché afin que celui-ci soit fonctionnel) :

- Permettre des échanges entre différents types d'habitats augmente la taille du marché et le nombre d'échanges réalisables, mais peut entraîner des conséquences néfastes pour les objectifs de conservation ;
- Lors de la confection des règles d'échange, il est important de prendre en compte la connectivité spatiale des différents sites étant donné que celle-ci a un impact sur leur valeur écologique. Les différentes solutions ont toutefois chacune leurs limites :
    - Le zoning impose des restrictions sur les échanges et donne naissance à un marché plus petit ;
    - Le bonus de voisinage peut mener à l'émergence de coûts de transaction additionnels prenant la forme de négociation imposées et de recherche nécessaire d'informations.
- Il est possible d'autoriser l'emprunt et le stockage de permis ainsi que d'ôter toutes restrictions sur la durée minimale de remplacement d'un habitat par un autre. Ces mesures sont avantageuses pour la fluidité des marchés – et donc le nombre de transactions – mais peuvent aussi s'avérer problématiques du point de vue de la conservation de la biodiversité.
- Ajoutons également qu'en nous focalisant sur les difficultés de l'*habitat banking* en matière de conservation, nous ne nous sommes pas attardés sur les autres problèmes qui peuvent voir le jour – liés, par exemple, aux services culturels (*e.g.* récréation ou tourisme) que la biodiversité nous rend. Si des permis échangeables sont mis en œuvre, de telles différences doivent également être considérées, sous peine de voir des externalités apparaître (Ruhl & Salzman, 2006). Lorsque des sites diffèrent en termes de valeur récréative et que celle-ci n'est pas prise en compte, par exemple, il existe un risque qu'un site de haute valeur soit remplacé par un site de faible valeur. En effet, les coûts d'opportunités liés à la conservation de la biodiversité étant plus élevés en zone urbaine qu'en zone rurale, il est possible d'assister à des déplacements d'habitats naturels de la ville vers la campagne si la haute valeur récréative qui leur est accordée par les citadins est oubliée (Ruhl & Salzman, 2006). Il s'agit donc à nouveau de réaliser un compromis, sachant qu'il est possible d'empêcher le remplacement de sites de haute valeur avec des sites de faible valeur récréative, mais que cette limitation aura un effet certain sur les opportunités d'échange.

Selon nous, les différents compromis devant être faits à l'occasion de la création des normes de l'*habitat banking* sont d'excellents indicateurs de la vision que nous avons de la durabilité. En effet, en fonction de ce que nous considérons échangeable, de ce que nous estimons interchangeable et des

limites aux échanges que nous sommes prêts à fixer pour atteindre nos objectifs environnementaux, nos choix apportent la preuve d'une conception plus ou moins écologiquement centrée de l'objectif d'absence de perte nette.

CHAPITRE 5 CAS D'ETUDE : LE PROJET PILOTE "COSSURE"

Après avoir découvert tant les avantages que les inconvénients de l'*habitat banking* et mis à jour l'intense débat qui entoure ce mécanisme, il est maintenant temps de répondre à notre question de recherche. A la lecture des premiers chapitres de ce mémoire, une question reste en effet en suspens : et maintenant ?

En effet, au cours de nos recherches, nous avons appris que l'*habitat banking* est un mécanisme décrié et que, malgré d'indéniables avantages, il est loin de fournir des preuves suffisantes quant à l'équivalence des habitats échangés (Ring *et al*., 2010). Simultanément toutefois, des études telles que le *Millenium Ecosystem Assessment* soulignent la rapidité de la disparition de la biodiversité et l'urgence d'entreprendre des actions supplémentaires pour la protéger (MEA, 2005). Face à cet état de fait, nos interrogations préliminaires nous semblent encore plus importantes qu'avant. Connaissant ses avantages, ses risques et l'urgence de la situation, est-il souhaitable d'appliquer les permis échangeables à la biodiversité ? Sous quelles conditions ? Quelle(s) alternative(s) avons-nous ?

Il nous semble difficile de répondre de façon définitive à de telles questions, tant en raison de l'impossibilité d'avoir une idée précise de l'équivalence des habitats échangés sur les marchés, que de l'horizon temporel très long qui caractérise la plupart des processus de réhabilitation qui ont lieu lors des projets de compensation (Dickie & Tucker, 2010a). La relative nouveauté du mécanisme n'aide pas non plus à évaluer son efficacité[31].

Pourtant, les permis échangeables sont de plus en plus utilisés. Que ce soit aux Etats-Unis, au Brésil, au Canada, en Australie et en Afrique du Sud, ce mécanisme est utilisé partout dans le monde, pour différents types de milieux et dans différents types de situations (Dickie & Tucker, 2010b). En Europe aussi, il a tendance à s'étendre. La Commission européenne a commandé en 2010 un rapport évaluant son applicabilité à l'échelle européenne, et différents types de marchés sont déjà à l'œuvre dans plusieurs pays membres tels que l'Allemagne, la France ou la Suède (Dickie & Tucker, 2010b).

Dans cette optique, il nous a semblé intéressant de clôturer notre travail en nous frottant à la réalité du terrain et en allant interroger les acteurs mettant en œuvre ces marchés de compensation. L'objectif d'une telle démarche est d'en apprendre plus sur les applications récentes de ce mécanisme et de connaître l'avis de ses acteurs sur son avenir. Une telle approche comporte un double avantage. D'une part, ces entretiens nous ont permis d'être en contact direct – et non plus à travers des écrits, scientifiques ou non – avec les permis échangeables et donc de les comprendre beaucoup mieux.

[31] Rappelons-nous que les premiers mécanismes de permis échangeable remontent aux années 1970-1980 aux Etats-Unis.

V – CAS D'ÉTUDE : LE PROJET PILOTE COSSURE

D'autre part, l'expérience qu'ont ces acteurs les rend beaucoup plus crédibles que nous pour émettre un avis sur l'avenir des permis échangeables et pour mettre en évidence les améliorations qui pourraient éventuellement leur être apportées. Les réponses que nous avons obtenues par ce biais sont donc loin d'être définitives, nous l'avons dit, mais elles sont bien plus intéressantes à entendre que les conclusions que nous aurions tirées *via* une simple analyse de textes.

5.1 Méthodologie

Bien qu'interroger l'ensemble des acteurs de tous les systèmes de permis échangeables eût été la démarche la plus complète pour répondre à notre question de recherche, il nous fut impossible de le faire pour d'évidentes raisons de faisabilité. Nous avons donc choisi de nous concentrer sur le cas européen nous étant le plus accessible : le projet-pilote français mené sur le site de Cossure (Bouches-du-Rhône, France).

Afin d'avoir un aperçu le plus fidèle possible du projet ainsi que de ses tenants et aboutissants, il nous a semblé nécessaire d'interroger un représentant de chaque partie prenante du projet. Nous les avons identifiés de deux façons : d'une part, *via* une recherche bibliographique préliminaire, d'autre part, grâce à certains des acteurs eux-mêmes, qui nous ont spontanément renvoyés vers d'autres personnes lorsqu'ils ne pouvaient pas répondre à nos interrogations.

Nous nous sommes donc entretenus avec les personnes suivantes :

- Le **Dr. Thierry Dutoit**, Président du Conseil Scientifique de la Réserve des Coussouls de Crau et professeur d'écologie à l'Institut Universitaire de Technologie d'Avignon. Monsieur Dutoit dirige une thèse de doctorat portant sur les méthodes d'ingénierie écologique mises en œuvre sur le site de Cossure et est donc en contact régulier avec le terrain. Il nous a non seulement offert son point de vue scientifique sur l'équivalence écologique des parcelles échangées, mais aussi son opinion personnelle sur le projet Cossure en général.
- **Mr. Robin Rolland**, Adjoint au chef de l'Unité Biodiversité du Pôle de Protection et de Gestion de la Nature de la DREAL PACA[32]. Que nous avons interrogé afin de connaître le point de vue d'un responsable de l'administration française impliqué dans la mise en œuvre de ce mécanisme et pour approfondir nos connaissances des multiples procédures se déroulant lors du processus de compensation.
- **Mr. Axel Wolff**, Chargé de mission à la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau, qui participe actuellement – en partenariat avec la Chambre d'Agriculture – à la gestion du site de

[32] Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL) de la Région de Provences-Alpes-Côtes d'Azur (PACA).

Cossure et de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau. Nous l'avons interrogé afin de connaître les mesures de gestion mises en œuvre aujourd'hui à Cossure.

- **Mr. Brice Quenouille**, Chargé de mission auprès de la CDC Biodiversité, qui nous a donné un aperçu du fonctionnement de la CDC Biodiversité et de ses projets tout en nous expliquant dans ses moindres détails l'opération Cossure.

Lors de nos interviews[33], nous avons utilisé une méthode d'entretien semi-directive. Nous maintenions donc le cap de la discussion grâce à des questions-guides préparées à l'avance – qui nous ont permis de recueillir certaines informations que nous estimions nécessaires –, tout en récoltant un maximum d'informations sur le projet Cossure grâce à des questions complémentaires posées sur le moment même. Certaines questions[34] ont été posées à tous nos interlocuteurs – afin de pouvoir comparer d'éventuelles différences d'opinion et en tirer des enseignements –, alors que d'autres[35] étaient plus ciblées sur l'un ou l'autre d'entre eux, en fonction de leur expertise.

Bien que ce type d'entretien soit très utile et fréquemment utilisé en sciences sociales, il comporte un certain nombre de lacunes qu'il s'agit d'avoir en tête non seulement lors de la construction des questions-guides, mais aussi lors de l'entretien et de l'analyse de ses résultats. Ainsi, il est possible que lors d'un entretien, l'un des interlocuteurs oublie ou n'aie qu'une connaissance imparfaite de certaines informations et que la précision de sa réponse en soit affectée. La qualité de l'entretien va également être fortement influencée par la relation d'échange qui s'installera entre l'enquêteur et l'interviewé, par la nature des questions posées et par le déroulement général de l'entretien. Bien qu'il soit difficile de passer outre ces limites ou d'évaluer l'influence de ces différents facteurs sur la qualité des informations recueillies, être conscient de leur existence est déjà un premier pas. Dans notre cas, nous avons également recoupé les informations factuelles qui nous étaient communiquées avec des publications scientifiques – afin de minimiser les chances de nous baser sur des informations erronées – et prendrons soin, dans les lignes qui suivent, de préciser clairement, lorsque c'est le cas, qu'une information tient plus du ressenti personnel de l'un de nos interlocuteurs que d'un fait scientifiquement prouvé. Notons enfin qu'étant donné le nombre restreint d'interlocuteurs que nous avons choisi d'interroger, nous ne prétendons pas connaître l'avis de l'ensemble des acteurs ni donner un aperçu exhaustif de la situation française.

---

[33] Précisons ici que les interviews se sont déroulées *via* contact téléphonique plutôt que direct, pour des raisons de faisabilités. Chacun des acteurs interrogé ayant un emploi du temps plus que chargé, il est en effet rapidement apparu qu'un court séjour en Provence pour les rencontrer l'un après l'autre devenait impossible tant leurs disponibilités étaient variables.

[34] Chaque interlocuteur s'est ainsi vu demandé de détailler son rôle ainsi que celui de son organisation dans le projet Cossure. Nous avons également recueilli l'avis personnel de chacun de nos intervenants sur l'intérêt et l'avenir d'un système de permis échangeables en France.

[35] Ainsi, Mr. Quenouille s'est-il vu poser des questions plus ciblées sur la CDC Biodiversité et ses objectifs, Mr. Wolff sur la gestion de la Réserve Naturelle et du projet Cossure, Mr. Dutoit sur l'aspect scientifique de l'équivalence écologique et sur les méthodes d'ingénierie écologique mises en œuvre à Cossure et Mr. Rolland sur l'aspect légal et administratif de la compensation en France.

V – CAS D'ÉTUDE : LE PROJET PILOTE COSSURE

Ceci étant dit, nous pouvons maintenant passer au développement des enseignements que nous avons tiré de nos entretiens (Dutoit, 2011 ; Quenouille, 2011 ; Rolland, 2011 et Wolff, 2011). Comme nous l'avons expliqué ci-dessus, notre objectif est d'interroger des acteurs mettant en œuvre un mécanisme de permis échangeable récemment constitué afin de comprendre comment ils ont pris en compte l'infongibilité des habitats, quelles solutions ont été trouvées pour limiter les pertes d'habitats lui étant liée et connaître leur avis sur l'avenir d'un tel mécanisme.

5.2 Mise en contexte : la compensation en France

En France, la conservation de la biodiversité repose sur l'approche classique du *command-and-control*. L'Etat fixe donc des règles – généralement des interdictions ou des limitations –, contrôle leur application et, le cas échéant, sanctionne les contrevenants. Dans cette logique, la loi fondatrice pour la Protection de la Nature – entrée en vigueur en 1976 – introduit dans le droit français des zones d'accès et d'usage restreint (*e.g.* parc naturels, réserves, sites classés), des listes d'espèces protégées, des procédures d'autorisation de projets d'aménagements du territoire[36] et des mesures de compensation – supposées assurer un niveau constant de biodiversité (Piermont *et al.*, 2008).

Trente ans d'application de cette loi ont permis de mettre en évidence deux limites qui l'affectent (Thiémont & Quenouille, 2008) :

1. **Sa difficulté de mise en œuvre**, principalement due à l'insuffisance d'acteurs spécialisés capables d'accompagner l'exécution des outils et des décisions réglementaires. Ainsi, si les bureaux d'études spécialisés dans la réalisation d'études d'impact ne manquent pas, les mesures que ces études prônent font face à un cruel manque d'accompagnement à long terme.
2. **Le coût élevé engendré par l'utilisation de l'approche *command-and-control***. En effet, plus le nombre d'espèces et de sites protégés augmente, plus le budget qu'il faut consacrer à leur protection augmente. En outre, jusqu'ici la France a très peu recouru aux instruments incitatifs, leur préférant l'utilisation de taxes – qui font face à la réticence des acteurs qui les supportent et qui ne garantissent pas que la somme prélevée soit suffisante pour atteindre les objectifs de conservation visés.

Le cadre réglementaire français permet toutefois de viser, à droit constant, l'objectif d'absence de perte nette. La loi de 1976 a en effet mis en place une hiérarchie de l'atténuation obligeant à éviter, réduire puis compenser les impacts d'un projet sur l'environnement. Malgré cela et pour différentes raisons, les mesures de compensation en sont toujours au stade embryonnaire. Outre les difficultés scientifiques et techniques (*e.g.* évaluation de l'équivalence écologique, contrôle et suivi à long terme),

[36] Appelées Etude d'Impact Environnemental (EIE). Celles-ci analysent l'état initial d'un site, évaluent les impacts générés par le projet et proposent des mesures d'évitement, de réduction et, si possible, de réhabilitation des impacts négatifs (Piermont *et al.,* 2008).

elles font face à la difficulté de concilier l'approche de projet – qui reste l'objectif principal du maître d'ouvrage, et dans laquelle la compensation est secondaire – et l'approche écologique – qui est souvent contradictoire à la logique de projet et pour laquelle le maître d'ouvrage manque souvent de connaissances (Piermont *et al.*, 2008).

Pour toutes ces raisons, la compensation prend donc souvent la forme d'une rétrocession à des associations de protection de la nature de terrains achetés à des particuliers par le promoteur d'un projet[37]. La quantité de surface devant être rétrocédée étant négociée au cas par cas entre les différentes parties (Etat, organisations de protection de la nature et promoteur), les conditions d'une compensation peuvent être plus ou moins favorables à un promoteur en fonction de sa capacité de lobbying. En outre, l'objectif d'absence de perte nette est loin d'être atteint, étant donné qu'il s'agit là d'échanger la destruction d'habitats naturels contre l'augmentation d'un niveau de protection (Dutoit, 2011).

En 2007, les parties prenantes (administrations, donneurs d'ordres, entreprises) saisirent l'opportunité que leur offrait les négociations du Grenelle de l'environnement pour lancer une "politique de l'offre" en matière de compensation (DIREN PACA, 2009). Celle-ci, contrairement à celle de la demande – qui ne réalise les mesures nécessaires qu'après l'étude d'impact obligatoire –, consiste à financer des actions favorables à la biodiversité de façon à anticiper la demande de compensation future. Il s'agit donc de créer des "Réserves d'Actifs Naturels" qui pourront être achetées par les maîtres d'ouvrage pour satisfaire leurs obligations légales (Thiévent & Quenouille, 2008).

5.3 Description de l'opération "Cossure"

5.3.1 Situation géographique et contexte écologique

En 2008, afin d'évaluer le potentiel de l'*habitat banking* en France, le Ministère de l'Environnement – en collaboration avec la CDC-Biodiversité[38], les collectivités territoriales et les milieux scientifiques – a mis sur pied un projet pilote situé dans la plaine de Crau, dans la région de Provence-Alpes-Côte d'Azur (Jaunatre *et al.*, 2011).

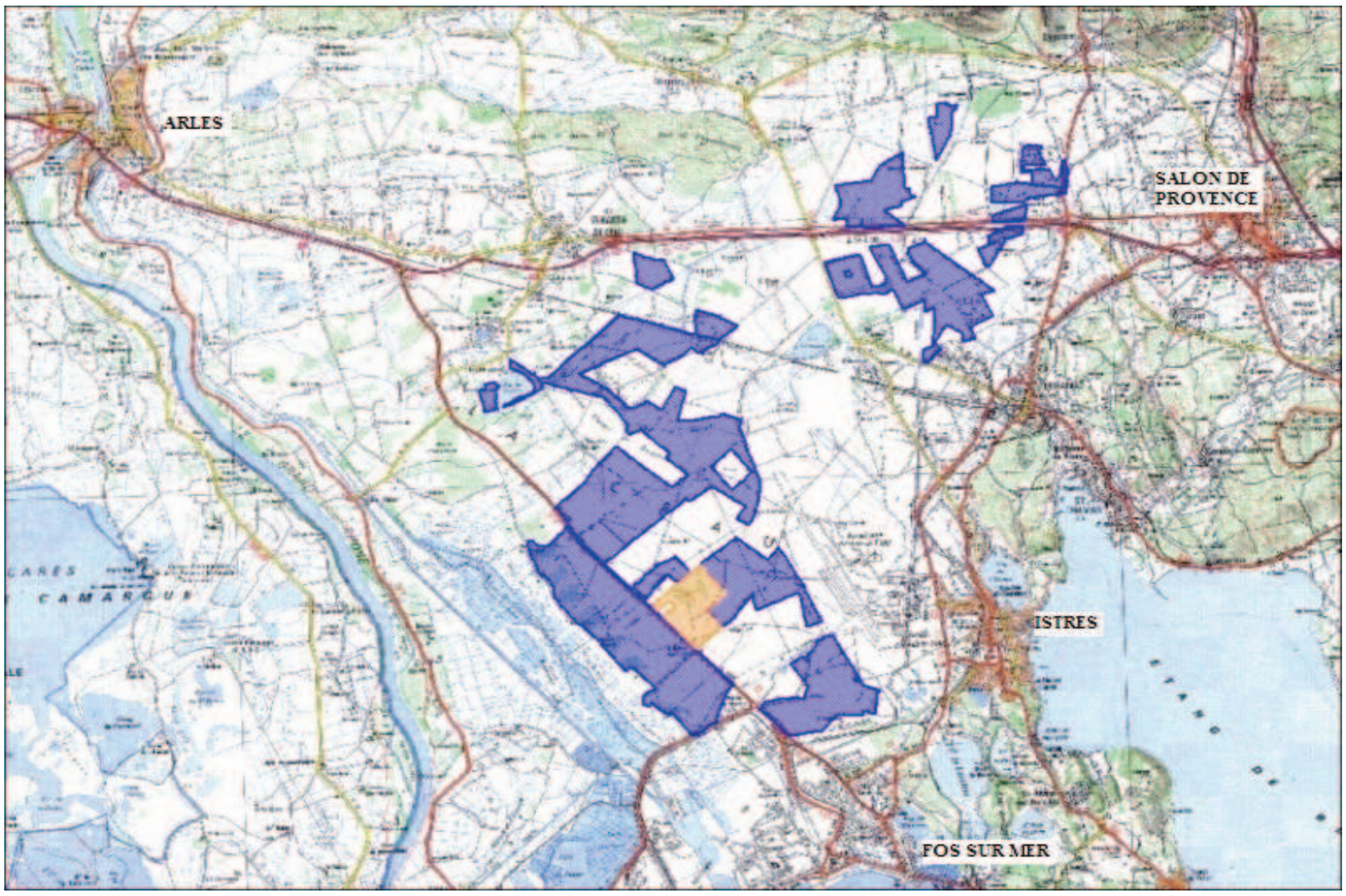
[37] Appelée "compensation foncière".

[38] La CDC-Biodiversité est une filière de la Caisse des Dépôts et Consignations (CDC) qui s'intéresse à la question du financement de la biodiversité. Elle joue actuellement un rôle important dans les projets de compensation français en prenant en charge les obligations des maître d'œuvres le lui demandant et en menant à bien les étapes de sécurisation foncières, de mise en œuvre et de rapportage – tant aux autorités qu'aux maître d'œuvres – grâce à son expertise en matière de gestion des espaces naturels. Elle propose également d'expérimenter de nouveaux outils économiques, tels que l'approche de la compensation "par l'offre" (Quenouille, 2011).

V – CAS D'ÉTUDE : LE PROJET PILOTE COSSURE

Illustration 1 : localisation du projet pilote de Cossure

(en bleu : la réserve naturelle des Coussouls de Crau ; en orange : le projet pilote de Cossure[39])



Source : http://www.cdc-biodiversite.fr/nos-projets/cossure-reserve-d-actifs-naturels

Délimitée par le delta du Rhône (à l'Ouest), par le massif des Alpilles (au Nord) et par la mer Méditerranée (au Sud-Est), la plaine de Crau est reconnue comme étant l'unique biome steppique d'Europe occidentale, il s'agit donc un habitat prioritaire au sens de la directive Habitats (Devaux *et al.,* 1983). Elle prend la forme d'une plaine dénudée et battue par les vents, au sol pauvre, sec et caillouteux, dont la formation végétale unique en France s'est formée, petit à petit, après avoir servi de pâturages à des troupeaux de moutons pendant des milliers d'années (Lebaudy, 2004).

Illustration 2 : panorama de la Crau

Source : http://www.reserve-crau.org

[39] Pour plus de précisions, consulter http://www.cdc-biodiversite.fr/nos-projets/cossure-reserve-d-actifs-naturels

V – CAS D'ÉTUDE : LE PROJET PILOTE COSSURE

Comme souvent, son intérêt écologique n'a été reconnu que très tard (Cheylan, 1975) et sa surface potentielle est aujourd'hui passée de 60 000 hectares de steppe discontinue à 9 500 hectares fragmentés – aujourd'hui majoritairement protégés au sein de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau –, principalement en raison de la croissance des activités agricoles et industrielles dans la région (Buisson *et al*., 2004).

Cet écosystème particulier – appelé coussoul – n'abrite aucune espèce végétale endémique. Les associations végétales particulièrement riches en espèces composant la steppe lui confèrent toutefois un statut original (Devaux *et al*., 1983) et servent d'habitat à une espèce endémique de criquet (le criquet rhodanien, *Prionotropis hystrix rhodanica*) et de coléoptère (*Acmaeoderella perroti*). Ce milieu pierreux ouvert accueille également la seule population française de Ganga cata (*Pterocles alchata*) et sert de refuge – tant en période de nidification que d'hivernage – à la population méditerranéenne d'outardes canepetières (*Tetrax tetrax*). A travers la disparition constante des coussouls, ce sont tous ces éléments importants de la biodiversité locale qui sont menacés (Buisson *et al*., 2004).

Illustration 3 : outarde canepetière

Source : http://www.reserve-crau.org/

Illustration 4 : criquet rhodanien

Source : http://www.reserve-crau.org/

Dans ce contexte, l'objectif du projet "Cossure" est de recréer un milieu favorable aux espèces steppiques caractéristiques de la région PACA, tout en se rapprochant le plus possible de la végétation typique d'un coussoul et en réintroduisant le pâturage ovin (Dutoit & Oberlinkels, 2010). Etant donné qu'elle démontre une additionnalité écologique, cette opération de réhabilitation peut par la suite être valorisée en tant que mesure de compensation et peut, sous certaines conditions[40], être utilisée pour compenser les impacts résiduels sur certains milieux par des projets d'aménagement (Thiévent, 2010). Il s'agit donc bien d'un mécanisme de compensation par l'offre (proposant des possibilités de compensation en amont des projets de développement) plutôt que par la demande.

[40] Que nous développerons ci-dessous.

5.3.2 Compenser *via* des unités "Cossure"

En 2008, la CDC-Biodiversité a donc racheté un ancien verger industriel de 357 hectares et a entrepris d'importants travaux de réhabilitation afin d'y réintroduire une végétation herbacée steppique permettant la recolonisation du milieu par les espèces animales emblématiques du coussoul (*e.g.* Ganga cata, Outarde Canepetière). Au cours des travaux, le terrain a été nivelé, les 200 000 pêchers et la centaine de milliers de peupliers parsemant le site ont été arrachés et valorisés en énergie pendant que le système d'irrigation, constitué de plusieurs milliers de kilomètres de canalisation en PVC, était retiré (Dutoit & Oberlinkels, 2010 ; Wolff, 2011). Le coût total des opérations s'est élevé à plus de 12 millions d'euros (Quenouille, 2011). Suite à cela, la totalité du site a rapidement pu accueillir les populations locales d'oiseaux steppiques[41] et une végétation rase a commencé à se réinstaller dès la disparition du verger (Dutoit, 2011).

Illustrations 5 & 6 : aperçu des travaux sur le site de Cossure

Source : http://www.cdc-biodiversite.fr/

Source : http://www.cdc-biodiversite.fr

Indépendamment du projet pilote de Cossure, une thèse de doctorat encadrée par l'Université d'Avignon expérimente diverses techniques d'ingénierie écologique de réhabilitation afin de mieux comprendre et d'accélérer les processus de restauration des formations végétales typiques de la plaine de Crau. Ces expériences prennent la forme de transferts de sol[42], de transferts de foins[43], d'implantations d'espèces ayant un rôle "d'ingénieur de la restauration"[44] et de semis d'espèces nurses[45] (Dutoit, 2011).

[41] Ceux-ci étaient même présents pendant les travaux, selon le Dr. Dutoit.
[42] Qui consistent à transplanter la couche superficielle de certains terrains inexploités sur le site de Cossure, afin d'accélérer sa réhabilitation.
[43] Qui consistent à récolter des foins dans des milieux intacts pour ensuite les épandre dans les milieux dégradés.
[44] Comme les fourmis moissonneuses (*Messor barbarus*), qui transportent et perdent de petites quantités de graines sur leur trajet, participant ainsi à l'accélération de la réapparition de certaines espèces végétales.
[45] Qui consistent à semer des espèces végétales dont la présence est favorable au retour de la végétation steppique.

V – CAS D'ÉTUDE : LE PROJET PILOTE COSSURE

Responsable des opérations de réhabilitation effectuées sur le site, la CDC Biodiversité s'est également engagée à garantir la pérennité de la vocation écologique du site sur une durée de 30 ans (DIREN PACA, 2009 ; Quenouille, 2011). Pour ce faire, elle finance et a confié la cogestion des 357 hectares de "coussoul réhabilité" au Conservatoire-Etude des écosystèmes de Provence/Alpes Sud (CEEP) et à la Chambre d'Agriculture, qui ont pour mission d'effectuer le suivi scientifique de la restauration et de gérer le milieu *via* des pratiques écopastorales (Quenouille, 2011 ; Wolff, 2011)[46].

Etant donné le succès de l'opération de réhabilitation[47] et l'hectare étant retenu comme unité de base pour les transactions de ce projet pilote, la CDC Biodiversité s'est vue créditée d'un nombre d'unité de compensation équivalent au nombre d'hectares réhabilités[48]. Elle a par ailleurs été autorisée à proposer celles-ci à des maîtres d'ouvrages ayant des obligations de compensation, sous réserve que ceux-ci respectent certaines conditions (notamment la séquence éviter / réduire / compenser)[49]. Le prix de ces unités est, lui, déterminé par le coût total de l'opération (les 12 millions d'euros cités ci-dessus) divisé par les 357 hectares concernés (Quenouille, 2011). Après avoir pris en compte les divers risques techniques et financiers, le prix d'une "unité Cossure" a ainsi été fixé à environ 35 000 euros (Rolland, 2011). Ce prix, près de sept fois plus élevé que l'achat d'un hectare de coussoul vierge, pose une série de difficultés dont nous débattrons plus tard dans ce chapitre.

Nous l'avons dit, les crédits "Cossures" ne sont pas utilisables pour tous les types de projets d'aménagement. La CDC Biodiversité elle-même le reconnaît : le coussoul réhabilité par leurs soins n'est absolument pas comparable à du coussoul vierge (Quenouille, 2011). Une restauration à l'identique est en effet utopique, "tant les conditions socio-économique à l'origine de la création et de la pérennité du coussoul ont changé et tant il est impossible de reproduire ou de recréer, dans l'état des connaissances scientifiques actuelles, 6000 ans d'interactions entre plantes, climat méditerranéen et pâturage ovin transhumant" (Buisson, 2006 ; Dutoit, 2010 : 42). Pour limiter les pertes de biodiversité, les unités "Cossure" ne peuvent donc servir qu'à compenser un seul service écosystémique, que nous appellerons "habitat pour oiseau steppique" (Dutoit, 2011 ; Rolland, 2011)[50]. En effet, bien que la végétation recréée ne puisse pas être comparée à un coussoul vierge, le projet mené par la CDC

---

[46] La construction de deux bergeries a par exemple été entreprise et des accords ont été passés avec des bergers de la région afin qu'ils se succèdent sur le site avec leurs troupeaux. La cogestion par le CEEP et la Chambre d'Agriculture permet également d'harmoniser la gestion du site de Cossure avec celle de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau, dans laquelle le site est enclavé. (Wolff, 2011).

[47] Les oiseaux steppiques visés par la réhabilitation étant presque immédiatement revenus nicher sur l'entièreté du site (Dutoit, 2011).

[48] Soit 357 unités.

[49] Précisons ici que la transaction porte **uniquement** sur les unités de compensation générées par le projet et pas sur le droit de propriété du terrain. La CDC Biodiversité en reste en effet propriétaire étant donné qu'elle est responsable de la bonne gestion du site pour les trente années à venir (Quenouille, 2011).

[50] Si un terrain offre d'autres services écosystémiques que celui d'habitat pour oiseaux steppiques, un panachage avec d'autres types de compensation sera donc nécessaire. La compensation est donc pensée comme devant se dérouler service par service ou espèce par espèce, et non sur une quelconque globalité (Dutoit, 2011).

Biodiversité a toutefois réussi à recréer une végétation steppique favorable au nichage d'oiseaux en danger tels que le Ganga cata ou l'Outarde Canepetière. Par conséquent, lorsqu'un projet d'aménagement a un impact sur un site sur lequel niche ce type d'oiseaux steppiques, le maître d'ouvrage peut utiliser des "unités Cossure" pour compenser une partie de son impact sur le milieu, celle sur l'habitat de ces oiseaux (Rolland, 2011).

En résumé, la compensation *via* des crédits "Cossure" ne peut avoir lieu que dans le cas de projets d'aménagement ayant un impact sur des habitats d'oiseaux steppiques et elle ne compense la dégradation que d'un seul des services écosystémiques rendus par le site dégradé. Un panachage avec d'autres formes de compensation peut donc s'avérer nécessaire. Par ailleurs, les zones de nidification des oiseaux steppiques dépassant les limites administratives des régions françaises mais se limitant au Sud-Est de la France[51], la limite d'applicabilité de tels crédits n'est pas calculée en fonction d'une surface particulière, mais plutôt selon une fonctionnalité écologique : celle d'accueillir la nidification des oiseaux steppiques. La compensation est donc applicable à tous les sites français sur lesquels la métapopulation méditerranéenne d'oiseaux steppiques est présente (Dutoit, 2011).

5.3.3 Exemple d'application

Afin de mieux comprendre le mécanisme de compensation mis en œuvre par Cossure, un exemple nous semble nécessaire (Dutoit, 2011).

Le vendredi 7 août 2009, suite à la rupture d'un oléoduc situé au sein de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau, 4000 m^3 de pétrole se sont déversés dans la région et ont définitivement détruit cinq hectares de coussoul vierge (Wolff, 2011). Les opérations de dépollution qui s'en suivirent affectèrent, elles, environ cinquante hectares de plus pendant deux ans et demi. Comme le prévoit la législation française, ces impacts sur l'environnement doivent être compensés, mais ne peuvent pas l'être de la même façon :

- D'une part, la dégradation définitive de cinq hectares de coussouls ne peut pas être compensée par des unités "Cossure", considérées comme non-équivalentes[52]. Elle doit être compensée par un rachat de coussoul non protégé, possédant les mêmes caractéristiques que ceux détruits et par leur restitution à la Réserve des Coussouls de Crau – le nombre d'hectare à rétrocéder

[51] Principalement en raison du fait que les oiseaux steppiques ne nichent que dans des milieux très particuliers comme le coussoul (Wolff, 2011).

[52] Cossure étant, nous l'avons vu, un projet visant à compenser uniquement la perte d'habitat d'oiseaux steppiques, ce qui n'est pas le cas ici étant donné qu'une plaine sèche comme le coussoul procure également bien d'autres services écosystémiques.

étant négocié entre le consortium possédant l'oléoduc et l'administration française, la DREAL[53].

- D'autre part, l'impact sur les cinquante hectares de coussoul affectés pendant deux ans et demi par les travaux de dépollution peut être compensé par des unités "Cossure", ces travaux n'ayant entraîné qu'une dégradation temporaire de l'habitat des oiseaux steppiques et pas la destruction d'un coussoul vierge (et des autres services écosystémiques qu'il fournit).

Cet exemple illustre bien le principe de compensation "service par service" sur lequel se base le système français. L'utilisation de plusieurs formes de compensation pour un même projet (appelé "panachage") est donc parfois utilisé, mais n'est pas systématique[54].

Il nous permet également de mettre en évidence l'un des problèmes soulevé par nos interlocuteurs : actuellement, l'équivalence écologique n'est pas établie *via* une méthode strictement établie – pareille méthode n'a jusqu'à présent pas été définie – mais au cas par cas *via* une négociation entre l'administration et le maître d'ouvrage sur base des études d'impact réalisées lors de chaque projet d'aménagement (Rolland, 2011). Or, il est aisé d'imaginer comment l'issue d'une telle négociation peut être influencée par le pouvoir ou l'identité du maître d'ouvrage : l'agriculteur lambda n'a pas la même capacité de lobbying et de pression sur l'administration qu'une grande entreprise pourvoyeuse d'emplois et de rentrées fiscales. Le risque existe dès lors que l'équivalence écologique soit "bradée" aux acteurs les plus puissants (Dutoit, 2011 ; Wolff, 2011). Par ailleurs, lors de notre entretien avec Mr. Rolland, membre de l'unité Biodiversité de la DREAL, il nous est apparu très évident que d'autres facteurs que la recherche d'une stricte équivalence écologique entraient en ligne de compte lors du calcul des ratios. Celui-ci nous a ainsi expliqué qu'étant donné le prix élevé d'une unité "Cossure", il était, à ratio équivalent, beaucoup plus rentable pour un maître d'ouvrage de choisir la compensation foncière traditionnelle. Pourtant, étant donné la meilleure qualité de la compensation proposée par la CDC Biodiversité ainsi que l'important investissement consenti par cette entreprise pour restaurer l'ancien verger industriel, il nous a expliqué prendre en compte "d'autres facteurs que la surface"[55] lors du calcul des ratios appliqués aux différentes possibilités de compensation offertes aux maîtres d'ouvrages (Rolland, 2011). La rentabilisation de l'opération Cossure est donc sans aucun doute présente dans les esprits lors du calcul de l'équivalence écologique.

---

[53] Selon le Dr. Dutoit, on se dirigerait vers un ratio 1:20, soit 20 hectares rétrocédés par hectare détruit (Dutoit, 2011). Notons également que cette solution entraîne une perte nette de biodiversité étant donné qu'il s'agit concrètement d'échanger de la destruction d'un habitat contre l'augmentation du niveau de protection d'un autre.

[54] S'il s'était agi de compenser la conversion d'un terrain agricole (sur lequel nichaient des oiseaux steppiques) en terrain industriel par exemple, le panachage n'aurait pas été utilisé. Les services écosystémiques fournis par une parcelle cultivée de façon intensive étant quasi inexistants, seule la perte d'habitat aurait dû être compensée (Rolland, 2011).

[55] Autrement dit, des facteurs économiques. Il nous a par exemple expliqué qu'il essayait de proposer aux maîtres d'ouvrage deux solutions aux coûts similaires "sans cela, Cossure ne serait jamais vendable" (Rolland, 2011). Les critères écologiques semblent donc ici côtoyer le raisonnement économique.

Notons toutefois que si ces risques existent, ils sont modérés par l'avis obligatoire que doit prendre l'administration régionale auprès de divers conseils nationaux spécialisés en matière de politique de conservation des milieux naturels (Rolland, 2011). Une proposition de compensation, avant d'être acceptée, passe ainsi généralement par le Conseil Scientifique Régional du Patrimoine Naturel (CSRPN)[56] et par le Conseil National de la Protection de la Nature (CNPN) qui en examinent les fondements scientifiques et émettent des recommandations (DIREN PACA, 2009). Si celles-ci ne doivent pas forcément être prises en compte dans l'arrêté préfectoral qui prescrit les mesures à prendre par le maître d'ouvrage, elles fournissent néanmoins de solides bases à la société civile pour contester ces décisions et tenter d'obtenir une compensation plus conforme à leur vision de l'équivalence écologique (Rolland, 2011).

5.4 Conclusion

Après nous être immergés dans le cas français, il nous apparaît que les difficultés que nous avons identifiées dans les chapitres précédents de notre travail (équivalence écologique, contrôle de l'application) ont été abordées avec plus ou moins de succès.

Le cas français étant encore à l'état de projet pilote, il ne rencontre pas – à l'image du *Wetland Mitigation Banking* américain – de problème de contrôle ou de qualité de la compensation[57] et tous nos interlocuteurs sont unanimes pour louer le succès de la réhabilitation en ce qui concerne le retour des oiseaux steppiques sur le site[58] (Dutoit, 2011 ; Quenouille, 2011 ; Wolff, 2011).

En revanche, lorsque le sujet de l'équivalence est abordé, les avis se font plus divergents. Nous l'avons vu, en l'absence d'unité d'équivalence écologique stricte, l'administration française établit les ratios compensatoires au cas par cas, considérant que chaque dossier est unique. A cette occasion, elle prend en compte plusieurs facteurs – afin de concilier les points de vue des différents acteurs – et intègre certaines considérations économiques dans sa prise de décision (Rolland, 2011). MM. Dutoit et Wolff estiment à ce sujet qu'il existe là un réel risque de ne plus calculer l'équivalence des habitats sur des bases écologiques suffisamment fortes, ne fût-ce que pour s'approcher de l'absence de perte nette (Wolff, 2011). Ils s'inquiètent en outre de la faiblesse de l'administration devant les tâches importantes qui lui sont confiées : l'existence d'un mécanisme de compensation tel que le projet-pilote de Cossure augmente en effet le risque de voir passer certains projets d'aménagement non nécessaires ou plus dommageables pour l'environnement qu'avant, en raison de

[56] Passage non-obligatoire mais traditionnel, l'administration "jouant la transparence". L'avis du CSRPN, s'il n'est pas toujours suivi, est inclus dans la proposition émise par l'administration régionale (Rolland, 2011).
[57] Selon le Dr. Dutoit, c'est même l'inverse qui se produit. La CDC Biodiversité, consciente que l'avenir de l'*habitat banking* en France repose sur le succès de son projet, a tendance à particulièrement soigner la qualité de sa compensation (Dutoit, 2011).
[58] Précisons toutefois encore une fois que tous sont unanimes sur le fait que le coussoul réhabilité de Cossure ne peut en aucun cas être comparé à du coussoul vierge.

l'existence d'une possibilité de compensation facile et pratique. Pour empêcher que les mesures d'évitement et d'atténuation ne tombent dans l'oubli, des études d'impact rigoureuses doivent être menées, vérifiées et mises en œuvre, ce qui nécessite des moyens que l'administration actuelle ne possède, selon eux, pas (Dutoit, 2011). A ce sujet, bien qu'il reconnaisse la nécessité de faire des compromis lors de l'élaboration des ratios, Mr. Rolland précise que l'évaluation de l'équivalence se fait après consultation de nombreux organes spécialisés dans la gestion de la biodiversité et que la définition de ces ratios se fait sur base de la jurisprudence établie par les cas de compensation précédents. En outre, bien que la décision finale repose dans les mains des préfets (et donc en partie dans celles de leur administration), la société civile dispose de la possibilité de contester les décisions qui lui semblent erronées, notamment en utilisant les avis rendus par le CSRPN et le CNPN (Rolland, 2011).

En définitive, un projet de restauration tel que celui de Cossure ne compensera, de l'avis général, jamais à l'identique les hectares de coussouls détruits pour lesquels il sert de contrepartie. Nos interlocuteurs tombent également d'accord pour dire que la compensation en soi est un échec de l'aménagement du territoire[59], qu'elle est complexe et qu'il est difficile d'être certain qu'elle aboutira toujours à l'absence de toute perte de biodiversité. Ils s'accordent enfin sur le fait que ce type de mécanisme accompagne un certain style de société – capitaliste, basée sur le développement et l'aménagement, pas toujours durable, du territoire – et que dans ce contexte elle peut – si elle est bien réglementée, surveillée et mise en œuvre – s'avérer extrêmement intéressante en forçant les aménageurs à prendre en compte leur impact sur l'environnement. Le projet Cossure permet également de remettre au goût du jour une obligation légale très peu appliquée en France : celle de compensation obligatoire des impacts effectués sur l'environnement (Quenouille, 2011 ; Rolland, 2011).

[59] "Car si on doit compenser, c'est qu'on a échoué à éviter de détruire" (Dutoit, 2011).

CONCLUSION

Désignant la variabilité des organismes vivants et la multiplicité des interactions qu'ils nouent entre eux, la biodiversité est en très net déclin depuis plusieurs décennies. La disparition des espèces à laquelle nous assistons aujourd'hui est principalement causée par des facteurs anthropiques tels que le changement d'affectation des sols (Hooper *et al.*, 2005) et peut être comparée aux grands épisodes d'extinction que notre planète a déjà vécus par le passé (MEA, 2005). Peu efficaces, mal surveillées ou insuffisamment planifiées, les mesures *command-and-control* traditionnellement prises pour enrayer cette extinction ne semblent pas suffire pour inverser la tendance (Hartig, 2009). Des mesures alternatives sont donc de plus en plus souvent adoptées (Salzman, 2005 ; Jack *et al.*, 2008).

Déjà utilisés depuis de nombreuses années dans le domaine de la pollution de l'air ou de l'eau (Sterner, 2003), les instruments économiques prennent de nos jours une importance croissante au sein des politiques de conservation de la biodiversité (MEA, 2005). Généralement considérés comme très efficaces pour atteindre des objectifs de conservation (Wätzold & Schwerdtner, 2005), leur mise en œuvre est encouragée par des initiatives telles que le TEEB ("*The Economics of Ecosystems and Biodiversity*"), qui souligne les avantages dont dispose l'évaluation économique de l'environnement pour faire face à la dégradation de la nature et pour prendre conscience des services qu'elle nous rend (TEEB, 2008). Qu'ils agissent sur la quantité, le prix ou l'information sur les marchés, ces instruments sont donc de plus en plus adoptés[60].

Les permis échangeables sont l'un de ces instruments économiques et ont récemment été ajoutés à la boîte à outils des institutions publiques en charge de la protection de la biodiversité. Lorsqu'ils sont comparés aux politiques *top-down* de conservation, plusieurs avantages leur sont attribués. En encourageant la conservation de la biodiversité *via* des incitants financiers, ils permettraient par exemple d'augmenter l'implication du secteur privé dans un domaine actuellement négligé, et donc de lui trouver de nouvelles sources de financement (Sandor *et al.*, 2002). Ils sont également considérés comme permettant d'atteindre des objectifs de conservation à moindre coût et menant à une allocation optimale des terres (Wissel & Wätzold, 2009). Selon la théorie économique sur laquelle ils se basent, ils inciteraient en effet les acteurs ayant les coûts de conservation les plus faibles à conserver la biodiversité afin de revendre leurs permis, tout en incitant les acteurs pour lesquels ces coûts sont les plus élevés à acheter des permis afin de développer leurs terrains, menant ainsi à une distribution optimale des terres en fonction des coûts d'opportunité de chacun. Par ailleurs, le nombre de permis étant fixe, la valeur écologique d'une région resterait – en théorie – constante, ce qui permettrait d'assurer l'efficacité écologique de l'instrument (Sandor *et al.*, 2002 ; Wätzold & Schwerdtner, 2005).

[60] Une étude menée en 2005 par Brauer *et al.* (2006) en a ainsi dénombré pas moins de 204 dans le domaine de la conservation de la biodiversité.

CONCLUSION

Toutefois, malgré tous ces avantages, l'application des permis échangeables à la conservation est, en pratique, complexe et son efficacité réelle peut être remise en cause (Walker *et al*., 2009). La raison majeure réside dans l'hétérogénéité des habitats détruits et restaurés, ceux-ci pouvant différer sur trois aspects majeurs : le *temps*[61], l'*espace*[62] et le *type*[63] (Salzman & Ruhl, 2001 ; Wissel & Wätzold, 2009 ; Walker *et al.*, 2009). Cette infongibilité des habitats et l'incertitude associée aux résultats des actions de conservation sont les deux principales sources d'inquiétudes concernant la compensation, en général et les permis échangeables, en particulier (Hildebrand *et al.*, 2005 ; Moilanen *et al.*, 2009 ; Palmer & Filoso, 2009). Aux Etats-Unis, par exemple, ces deux difficultés se sont associées à un manque de contrôle des résultats de la compensation et ont mené à des résultats forts critiqués (Burgin, 2010).

Nous l'avons vu, lors de la mise en œuvre d'un tel mécanisme, des compromis sont inévitablement passés entre impératifs écologiques et nécessités économiques (Wissel & Wätzold, 2009). En effet, alors que l'*efficacité écologique* de l'instrument requiert des unités de mesure et des règles suffisamment complexes que pour s'assurer de l'équivalence écologique des habitats échangés, l'*efficacité économique* requiert, elle, un mécanisme simple – ignorant les trois dimensions d'infongibilité des habitats – afin d'augmenter le nombre d'acteurs et de transactions sur le marché (Chomitz, 2004). Lors de la création des multiples règles qui limiteront inévitablement les échanges réalisés sur le marché de permis, il s'agit donc de trouver à plusieurs reprises le juste milieu entre équivalence écologique stricte des habitats et nécessité d'une unité de mesure simple et facilement applicable (Salzman & Ruhl, 2001). Le compromis final, dans lequel se retrouve ce qui sera échangé et les conditions dans lesquelles l'échange aura lieu, est, selon nous, un bon indicateur de la vision de la durabilité – et donc de la conception plus ou moins écologiquement stricte du principe de "pas de perte nette" – qu'ont les différents acteurs l'ayant forgé.

En définitive, après avoir pris connaissance des différents facteurs entrant en jeu et de leurs implications, il nous semble extrêmement difficile de nous positionner de façon tranchée pour ou contre l'application des permis échangeables à la conservation de la biodiversité. En effet, après avoir étudié les avantages et les inconvénients – théoriques comme pratiques – de ce mécanisme, nous sommes convaincus qu'il ne permet pas réellement d'atteindre l'absence de perte nette comme ses partisans le clament. Trop de difficultés nous semblent parsemer le chemin vers la compensation "à l'identique", qu'il s'agisse d'intérêts économiques, sociaux ou tout simplement de nos connaissances

---

[61] L'aspect temporel concerne la disponibilité continue des habitats. Détruire un habitat avant que son équivalent ait été restauré peut en effet augmenter les risques d'extinction d'une espèce, d'autant plus que la recolonisation d'un site ne se fait pas toujours immédiatement (Walker *et al*., 2009).

[62] L'aspect géographique concerne la configuration spatiale des habitats à l'échelle régionale. Leur valeur écologique et sociale pouvant en effet varier en fonction de leur situation géographique (Drechsler & Wätzold, 2009).

[63] Le type fait référence au type d'habitat présent sur les sites restaurés ou détruits (*e.g.* prairies, forêts, zones humides).

CONCLUSION

scientifiques lacunaires. Toutefois, à l'égard des différents acteurs français du projet pilote de Cossure que nous avons interrogés, il nous semble prématuré de jeter le bébé avec l'eau du bain. Ce mécanisme, s'il ne nous semble pas capable de stopper la perte de biodiversité à lui seul, est toutefois porteur d'intéressantes possibilités, qu'il importe de ne pas négliger. Dans le cas français, par exemple, il a permis d'offrir aux maîtres d'ouvrage une alternative à la compensation foncière traditionnelle et de rattraper un certain retard de compensation qui s'était accumulé en région PACA ces dernières années. De plus, tenant compte de la rapidité à laquelle notre patrimoine naturel disparaît et de notre incapacité actuelle à réformer notre mode de vie basé sur une croissance continue de notre consommation de biens matériels, cet instrument nous semble nécessaire pour "sauver ce qui peut encore l'être" et faire prendre conscience aux entreprises comme aux particuliers de la difficulté et du prix de la réhabilitation d'un milieu naturel endommagé.

BIBLIOGRAPHIE

ADAMUS, P.R., CLAIRAIN, E.J., SMITH, R.D. & YOUNG, R.E. (1987), *Wetland Evaluation Technique (WET), Volume II: Methodology, Department of the Army*, Waterways Experiment Station, Vicksburg, United States.

AMBROSE, R.F., CALLAWAY, J.C. & LEE, S.F. (2004), *An Evaluation of Compensatory Mitigation Projects Permitted Under Clean Water Act Section 401 by the California State Water Quality Control Board, 1991-2002*, Los Angeles Regional Water Quality Control Board, California, United States.

AMBROSE, R.F., CALLAWAY, J.C. & LEE, S.F. (2006), *An Evaluation of Compensatory Mitigation Projects Permitted Under Clean Water Act Section 401 by the Los Angeles Regional Quality Control Board, 1991-2002*, California State Water Resources Control Board, California, United States.

ARMSWORTH, P.R., KENDALL, B.E. & DAVID, F. (2004), "An introduction to biodiversity concepts for environmental economists", in *Resource and Energy Economics*, vol. 26, p. 115-136.

ARMSWORTH, P.R., DAILY, G.C., KAREIVA, P. & SANCHIRICO, J.N. (2006), "From the cover: land market feedbacks can undermine biodiversity conservation", in *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 103, p. 5403-5408.

BARON, R. (1999) *Market Power and Market Access in international GHG Emissions trading*, Information paper of the OECD - Organisation for Economic Co-operation and Development, [en ligne], URL = http://www.oecd.org/dataoecd/16/61/2391156.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

BAYON, R. (2002), *Making money in environmental derivatives*, The Milken Institute Review, [en ligne], URL = http://www.newamerica.net/publications/articles/2002/making_money_in environmental_derivatives, dernière consultation le 15/08/2011.

BBOP – Business and Biodiversity Offsets Programme (2009a), *Biodiversity Offset Design Handbook*, BBOP, Washington D.C., United States.

BBOP – Business and Biodiversity Offsets Programme (2009b), *Biodiversity Offset Design Handbook: Appendices*, BBOP, Washington D.C., United States.

BEAN, M., KIHSLINGER, R. & WILKINSON, J. (2008), *Design of U.S. Habitat Banking Systems to Support the Conservation of Wildlife Habitat and At-Risk Species*, Environmental Law Institute, Washington D.C., United States.

BEKESSY, S.A., WINTLE, B.A., LINDENMAYER, D.B., MCCARTHY, M.A., COLYVAN, M., BURGMAN, M.A. & POSSINGHAM, H.P. (2010), "The biodiversity bank cannot be a lending bank", in *Conservation Letters*, vol. 3, p. 151-158.

BLONDEL, J. (2003), "Biodiversité, quels enjeux pour les sociétés ?", *in Actes des premières journées de l'Institut Français de la Biodiversité (IFB),* Institut Français de la Biodiversité, Tours, France.

BIBLIOGRAPHIE

BRAÜER, I., MÜSSNER, R., MARSDEN, K., OOSTERHUIS, F., RAYMENT, M., MILLER, C. & DODOKOVA, A. (2006), *The Use of Market Incentives to Preserve Biodiversity,* Ecologic, Brussels, Belgium.

BRIGGS, B.D.J, HILL, D.A. & GILLESPIE, R. (2009), "Habitat Banking - how it could work in the UK", in *Journal for Nature Conservation*, vol. 17, p. 112-122.

BROWN, S.C. & VENEMAN, P.L.M (2001), "Effectiveness of compensatory wetland mitigation in Massachusetts, USA", in *Wetlands*, vol. 21, p. 508-518.

BROWN, P.H. & LANT, C.L. (1999), "The Effect of Wetland Mitigation Banking on the Achievement of No-Net-Loss", in *Environmental Management*, vol. 23, p. 333-345.

BROWNLIE, S., BOTHA, M., HELME, N. & VAN ZYL, H. (2007), *Provincial guidelines on biodiversity offsets*, Republic of South Africa, Provincial Government of the Western Cape, Department of Environmental Affairs & Development Planning, Cape Town, South Africa.

BRUGGEMAN, D.J., JONES, M.L., LUPI, F. & SCRIBNER, K.T. (2005), "Landscape equivalency analysis: Methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits", in *Environmental Management*, vol. 36, p. 518-534.

BUISSON, E., DUTOIT, T. & WOLFF, A. (2004), "Bilan de trente années de recherches en écologie dans la steppe de Crau (Bouches-du-Rhône, sud-est de la France)", in *Ecologia mediterranea*, vol. 30, p. 7-24.

BUISSON, E. (2006), *Ecological restoration of Mediterranean grasslands in Provence and California*, PhD thesis, Université d'Avignon, France.

BURGIN, S. (2008), "BioBanking: an environmental scientist's view of the role of biodiversity banking offsets in conservation", in *Biodiversity Conservation*, vol. 17, p. 807-816.

BURGIN, S. (2010), "'Mitigation banks for wetland conservation: a major success or an unmitigated disaster?" in *Wetlands Ecological Management*, vol. 18, p. 49-55.

CALAME, P. (2008) "La biodiversité sauvage : définition, enjeux et engagements de l'Europe et limites", encyclopédie Larousse, [en ligne], URL = http://www.larousse.fr/encyclopedie /article/Biodiversit %C3%A9_sauvage/11008941, dernière consultation le 15/08/2011.

CDC BIODIVERSITE (2011*), Opération Cossure : une action de renaturation en Crau, un projet de territoire partagé, une solution nature pour les aménageurs*, [en ligne], URL = http://www.cdc-biodiversite.fr/files/Plaquette_Cossure.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

CHEYLAN, G. (1975), "Esquisse écologique d'une zone semi-aride : la Crau (Bouches-du-Rhône), in *Alauda*, vol. 43, p. 23-54.

CHOMITZ, K.M. (2004), "Transferable development rights and forest protection: an exploratory analysis", in *International Regional Science Review*, vol. 27, p. 348-373.

CMED - Commission Mondiale pour l'Environnement et le Développement (1987), *Notre avenir commun*, éditions du fleuve, Québec, Canada.

BIBLIOGRAPHIE

COASE, R.H. (1960), "The Problem of Social Cost", in *Journal of Law and Economics*, vol. 3, p. 1-44.

COGGAN, A. & WHITTEN, S.M. (2005), Market Based Instruments (MBIs) in Australia: What are they, important issues to consider and some applications to date, [en ligne], URL = http://www.ecosystemservicesproject.org/html/publications/docs/Intro_to_MBIs_2005.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

COPELAND, C. (2010), *Wetlands: An Overview of Issues*, Congressional Research Service, Washington D.C., United States.

CORPS – US Army Corps of Engineers & EPA – US Environmental Protection Agency (1990), *Memorandum of Agreement Between the Department of the Army and the Environmental Protection Agency: the Determination of Mitigation under the Clean Water Act Section 404 – Guidelines*, Corps & EPA, Washington D.C., United States.

CORPS – US Army Corps of Engineers & EPA – US Environmental Protection Agency (2008), "Compensatory mitigation for losses of aquatic resources", in *Federal Register*, vol. 73, p. 19594-19705.

COSTANZA, R. & DALY, H. (1992), "Natural capital and sustainable development", in *Conservation Biology*, vol. 6, p. 37-46.

COSTANZA, R., D'ARGE, R., DE GROOT, R., FARBER, S., GRASSO, M., HANNON, B., LIMBURG, K., NAEEM, S., O'NEILL, R.V., PARUELO, J., RASKIN, R.G., SUTTON, P. & VAN DEN BELT, M. (1997a), "The value of the world's ecosystem services and natural capital", in *Nature*, vol. 387, pp. 253-260.

COSTANZA, R., CUMBERLAND, J., DALY, H., GOODLAND, R. & NOORGARD, R. (1997b), *An Introduction to Ecological Economics*, St Lucie Press, United Kingdom.

CROOKS, S. & LEDOUX, L. (2002), *Mitigation banking as a tool for strategic coastal zone management: a UK perspective*, Centre for Social and Economic Research on the Global Environment, University of East Anglia and University College, United Kingdom.

DAHL, T.E. (1990), *Wetland Losses in the United States, 1780s to 1980s*, Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Washington D.C., United States.

DE GROOT, R.S. (1987), "Environmental functions as a unifying concept for ecology and economics", in *The Environmentalist,* vol. 7, pp. 105-109.

DEVAUX, J.P., ARCHILOQUE, A., BOREL, L., BOURRELLY, M. & LOUIS-PALLUEL, J. (1983), "Notice de la carte phyto-sociologique de la Crau", in *Biologie-Ecologie méditerranéenne*, vol. 10, p. 5-54.

DICKIE, I. & TUCKER, G. (2010a), *The Use of Market-Based Instruments for Biodiversity Protection - The Case of Habitat Banking*, IUCN, Switzerland and eftec, United Kingdom.

DICKIE, I. & TUCKER, G. (2010b), *The use of market-based instruments for biodiversity protection - Habitat Banking case studies*, IUCN, Switzerland and eftec, United Kingdom.

BIBLIOGRAPHIE

DICTIONNAIRE LAROUSSE (2011), *Dictionnaire français*, [en ligne], URL = http://www.larousse.fr/encyclopedie/nom-commun-nom/%C3%A9cosyst%C3%A8me/45649, dernière consultation le 15/08/2011.

DIETZ, S. & NEUMAYER, E. (2007), "Weak and strong sustainability in the SEEA: Concepts and measurement", in *Ecological Economics*, vol. 61, p. 617-626.

DIRECTION REGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT DE LA REGION DE PROVENCE-ALPES-COTE D'AZUR - DIREN PACA (2009), *Les mesures compensatoires pour la biodiversité - Principes et projet de mise en oeuvre en région PACA*, [en ligne], URL = http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/mesures-en-faveur-de-la-r595.html, dernière consultation le 15/08/2011.

DREAL - DIRECTION REGIONALE DE L'ENVIRONNEMENT, DE L'AMENAGEMENT ET DU LOGEMENT (2011), *Mettre en oeuvre la réglementation en faveur de la biodiversité*, [en ligne], URL = http://www.paca.developpement-durable.gouv.fr/mesures-en-faveur-de-la-r595.html, dernière consultation le 15/08/2011.

DRESCHLER, M. & WATZOLD, F. (2009), "Applying tradable permits to biodiversity conservation: effects of space-dependent conservation benefits and cost heterogeneity on habitat allocation", in *Ecological Economics*, vol. 68, pp. 1083-1092.

DRECHSLER, M. & HARTIG, F. (2011), "Conserving biodiversity with tradable permits under changing conservation costs and habitat restoration time lags", in *Ecological Economics*, vol. 70, p. 533-541.

DUTOIT, T. (2010) "*Pèr memòri* l'*ermas* de Crau ? *In memoriam* le coussoul de Crau ?", in *Courrier de l'environnement de l'INRA*, vol. 58, p. 37-44.

DUTOIT, T. (2011), *Interview téléphonique portant sur le projet "Cossure"*, interrogé par Lucas De Muelenaere, Bruxelles, 2 juin 2011, 11:30.

DUTOIT, T. & OBERLINKELS, M. (2010), "Restauration d'un verger industriel vers une terre de parcours à moutons", in *Espaces Naturels*, vol. 29, p. 26-29.

EC - EUROPEAN COMMISSION (2007), G*reen Paper on market-based instruments for environment and related policy purposes*, Brussels, Belgium.

EEA - European Environment Agency (2011), *Environmental Terminology and Discovery Service (ETDS)*, [en ligne], URL = http://glossary.eea.eu.int/EEAGlossary/M/market-based_instrument, dernière consultation le 15/08/2011.

EHRLICH, P.E & EHRLICH, A. (1981), *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*, Random House, New York, United States.

EKINS, P., SIMON, S., DEUTSCH, L., FOLKE, C. & DE GROOT, R. (2003), "A framework for the practical application of the concepts of critical natural capital and strong sustainability", in *Ecological Economics*, vol. 44, p. 165-185.

BIBLIOGRAPHIE

ELI - Environmental Law Institute (2007), *Mitigation of Impacts to Fish and Wildlife Habitat: Estimating Costs and Identifying Opportunities*, Environmental Law Institute, Washington D.C., United States.

EPA – Environmental Protection Agency (2011), *Compensatory Mitigation Fact Sheet*, [en ligne], URL = http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/CMitigation.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

ESKRIDGE, W. (1988), "Politics without romance: implications of public choice theory for statutory interpretation", in *Virginia Law Review*, vol. 74, p. 275-338.

EULISS, N.H., SMITH, L.M., WILCOX, D.A. & BRWAINE, B.A. (2008), "Linking ecosystem processes with wetland management goals: Charting a course for a sustainable future", in *Wetlands*, vol. 28, p. 553-562.

FAHRIG, L. (2003), "Effects of habitat fragmentation on biodiversity", in *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, vol. 34, p. 487-515.

FEDERAL REGISTER (1995), "Federal Guidance for the Establishment, Use and Operation of Mitigation Banks", in *Federal Register*, vol. 60, p. 58605-58614.

FOX, J. & NINO-MURCIA, A. (2005), "Status of species conservation banking in the Unites States", in *Conservation Biology*, vol. 19, p. 996-1007.

FERRARO, P. J. & KISS, A. (2002), "Direct payments to conserve biodiversity" in *Science*, vol. 298, pp. 1718–1719.

GENIAUX, G. (2002), "Le *Mitigation Banking* : Un mécanisme décentralisé au service des politiques de No Net Loss", in *Actes et communications*, vol. 19, p. 57-71.

GIBBS, W. (2001), "On the termination of species", in *Scientific American*, vol. 285, pp. 40-49.

GIBBONS, P. & LINDENMAYER, D.B. (2007), "Offsets for land clearing : no net loss or the tail wagging the dog ?", in *Environmental Management and Restoration*, vol. 8, p. 26-31.

GOMEZ-BAGGETHUN, E., DE GROOT, R., LOMAS, P.L. & MONTES, C. (2010), "The history of ecosystem services in economic theory and practice: From early notions to markets and payment schemes", in *Ecological Economics*, vol. 69, pp. 1209-1218.

GOWDY, J.M. & MCDANIEL, C.N. (1999), "The Physical Destruction of Nauru: An Example of Weak Sustainability", in *Land Economics*, vol. 75, p. 333-339.

GUTES, M.C. (1996), "The concept of weak sustainability", in *Ecological Economics*, vol. 17, p. 147-156.

HAHN, R.W. (1984), "Market power and transferable property rights", in *The Quarterly Journal of Economics*, vol. 99, p. 753-765.

HANSKI, I. (1998), "Metapopulation dynamics", in *Nature*, vol. 396, p. 41-49.

BIBLIOGRAPHIE

HANSKI, I. (1999), "Habitat connectivity, habitat continuity and metapopulations in dynamic landscapes", in *Oikos*, vol. 87, p. 209-219.

HARDIN, G. (1968), "The Tragedy of the Commons", in *Science*, vol. 162, p. 1243-1248.

HARPER, D.J. & QUIGLEY, J.T. (2005), "No net loss of fish habitat: a review and analysis of habitat compensation in Canada", in *Environmental Management*, vol. 36, p. 343-355.

HARTIG, F. (2009), *Metapopulations, Markets and the Individual - Refining incentive-based approaches for biodiversity conservation on private lands*, PhD Thesis, Universität Osnabrück, Germany.

HARTIG, F. & DRECHSLER, M. (2009), "Smart spatial incentives for market-based conservation", in *Biological Conservation*, vol. 142, p. 779-788.

HARTIG, F. & DRECHSLER, M. (2010), "Stay by thy neighbor? Social organization determines the efficiency of biodiversity markets with spatial incentives", in *Ecological Complexity*, vol. 7, p. 91-99.

HE, F. & HUBBELL, S.P. (2011), "Species-area relationships always overestimate extinction rates from habitat loss", in *Nature*, vol. 473, p. 368-371.

HELFIELD, J.M. & DIAMOND, M.L. (1997), "Use of constructed wetlands for urban stream restoration: a critical analysis", in *Environmental Management*, vol. 21, p. 329-341.

HILDEBRAND, R.H., WATTS, A.C. & RANDLE, A.M. (2005), "The myths of restoration ecology", in *Ecology and Society*, [en ligne], URL = http://snre.ufl.edu/graduate/files/publicationsbyalumni/Hilderbrand,%20Watts,%20Randle%202005.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

HOOPER, D.U., CHAPIN, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETALA, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J. & WARDLE, D.A. (2005), "Effect of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge", in *Ecological monographs*, vol. 75, p. 3-35.

HOUGH, P. & ROBERTSON, M. (2009), "Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means", in *Wetlands Ecological Management*, vol. 17, pp. 15-33.

JACK, B.K., KOUSKY, C. & SIMS, K.R.E. (2008), "Designing payments for ecosystem services: Lessons from previous experiences with incentive-based mechanisms", in *Proceedings of the National Academy of Science of the United States of America,* vol. 105, p. 9465-9470.

JAUNATRE, R., DOLIDON, B., BUISSON, E. & DUTOIT, T. (2011), "Exemple de restauration de la plain de la Crau : l'écologie de la restauration face à la restauration écologique", in *Sciences Eaux & Territoires*, vol. 5, p. 36-40.

JENKINS, M., SCHERR, S. J. & INBAR, M. (2004), "Markets for biodiversity services: potential roles and challenges", in *Environment*, vol. 45, pp. 32-42.

JOHST, K., BRANDL, R. & EBER, S. (2002), "Metapopulation persistence in dynamic landscapes: the role of dispersal distance", in *Oikos*, vol. 98, p. 263-270.

BIBLIOGRAPHIE

JOHNSON, P., MOCK, D.L., MC MILLAN, A., DRISCOLL, L. & HRUBY, T. (2002), *Washington state wetland mitigation evaluation study. Phase 2: evaluating success*, Washington State Department of Ecology, Washington D.C., United States.

KAISER, J. (2001), "Recreated Wetlands No Match for Original", in *Science*, vol. 293, p.25.

KENTULA, M.E., SIFNEOS, J.C., GOOD, J.W., RYLKO, M. & KUNZ, K. (1992), "Trends and patterns in Sect. 404 permitting requiring compensatory mitigation in Oregon and Washington, USA", in *Environmental Management*, vol. 16, p. 109-119.

KEYMER, J.E., MARQUET, P.A., VELASCO-HERNANDEZ, J.X. & LEVIN, S.A. (2000), "Extinction thresholds and metapopulation persistence in dynamic landscapes", in *The American Naturalist*, vol. 156, p. 478-494.

KIHSLINGER, R.L. (2008), "Success of Wetland Mitigation Projects", in *National Wetlands Newsletter*, vol. 30, p. 14-16.

KUSTLER, J.A. & KENTULA, M.E. (eds.) (1990), *Wetland Creation and Restoration: The Status of the Science*, Island Press, Washington DC., United States.

LEAKEY, R. & LEWIN, R. (1995), *The Sixth Extinction: Patterns of Life and the Future of Humankind*, Doubleday, New York, United States.

LEBAUDY, G. (2004), "Gravures et graffiti des bergers de la plaine de la Crau : un patrimoine fragile et méconnu", in *Ecologia mediterranea*, vol. 30, p. 35-45.

LIEBESMAN, L.R. & PLOTT, D.M. (1999), "The Emergence of Private Wetlands Mitigation Banking", in *Natural Resource & Environment*, vol. 13, p. 341-353.

MANSFIELD, B. (2004), "Rules of privatization: contradictions in neoliberal regulation of the North Pacific fisheries", in *Annals of the Association of American Geographers*, vol. 94, p. 565-584.

MARTIN, S., BRUMBAUGH, B., SCODARI, P. & OLSON, D. (2006), *Compensatory Mitigation Practices in the U.S. Army Corps of Engineers – Corps Working Paper*, Institute of Water Resources, USA.

MATTHEWS, J.W. & ENDRESS, A.G. (2008), "Performance criteria, compliance success and vegetation development in compensatory mitigation wetlands", in *Environmental Management*, vol. 41, p. 130-141.

MCDONNELL, M.J., BURGMAN, M.A., WILLIAMS, N.S.G., MCLEAN, N., HARPER, M.J., MEYER, R., HAHS, A. & COATES, T. (2004), "The habitat hectares approach to vegetation assessment: An evaluation and suggestions for improvement", in *Ecological Management & Restoration*, vol. 5, p. 24-27.

MEA - Millennium Ecosystem Assessment (2005) *Ecosystems and human Well-being: Biodiversity synthesis*, World Resources Institute, Washington D.C., United States.

MEAD, D.L. (2008), "History and theory: the origin and evolution of conservation banking", in CAROLL, N., FOX, J. & BAYON, R. (eds.) (2008), *Conservation and biodiversity banking*

banking. A guide to setting up and running biodiversity credit trading systems, Earthscan, London, United Kingdom.

MILLER, R.E. & GUNSALUS, B.E. (1997), *Wetland Rapid Assessment Procedure (WRAP) Technical Publication REG-001*, South Florida Water Management District, Natural Resource Management Division, West Palm Beach, United States.

MILLS, D.E. (1980), "Transferable development rights markets", *in Journal of Urban Economics*, vol. 7, p. 63-74.

MINKIN, P. & LADD, R. (2003), *Success of Corps-required mitigation in New England*, US Army Corps of Engineers, Concord, United States.

MOILANEN, A., VAN TEEFFELEN, A., BEN-HAIM, Y. & FERRIER, S. (2009), "How much compensation is enough? Explicit incorporation of uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat", in *Restoration Ecology*, vol. 17, p. 470-478.

MORRIS, R.K.A., ALONSO, I., JEFFERSON, R.G. & KIRBY, K.J. (2006), "The creation of compensatory habitat – can it secure sustainable development? ", in *Nature Conservation*, vol. 14, p. 106-122.

MURADIAN, R. (2001), "Ecological tresholds: a survey", in *Ecological Economics*, vol. 38, p. 7-24.

NAIDOO, R., BALMFORD, A., FERRARO, P., POLASKY, S., RICKETTS, T.H. & ROUGET, M. (2006), "Integrating economic costs into conservation planning", in *Trends in Ecology and Evolution*, vol. 21, pp. 681-687.

NATIONS UNIES (1992), *Convention sur la biodiversité Biologique*, Nations Unies, Rio de Janeiro, [en ligne], URL = http://www.cbd.int/doc/legal/cbd-fr.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

NOVACEK, M.J. & CLELAND (2001), "The Current Biodiversity Extinction Event: Scenarios for Mitigation and Recovery", in *Proceedings of the National Academy of Sciences*, vol. 98, p. 5466-5470.

NRC – National Research Council (2001), *Wetlands: Characteristics and Boundaries*, National Acadamy Press, Washington D.C., United States.

NSW EPA – New South Wales Environmental Protection Authority (2002) *Green offsets for sustainable development: concept paper*. New South Wales Environmental Protection Authority, Sydney, Australia.

OBERLINKELS, M., ROLLAND, R. & BEAUCHAIN, M. (2010), "Le projet de restauration du site de Cossure expérimente un mode de gouvernance", in *Espaces Naturels*, vol. 29, p. 24-25.

OLSON, M. (1965), *The logic of collective action: public goods and the theory of groups*, Harvard University Press, Cambridge, United States.

OVASKAINEN, O. & HENSKI, I. (2004), "From individual behavior to metapopulation dynamics: unifying the patchy population and classic metapopulation models ", in *The American Naturalist*, vol. 164, p. 364-377.

BIBLIOGRAPHIE

PAAVOLA, J., GOULDSON, A. & KLUVANKOVA-ORAVSKA, T. (2009), "Interplay of actors, scales, frameworks and regimes in the governance of biodiversity", in *Environmental Policy and Governance*, vol. 19, p. 148-158.

PALMER, M.A. & FILOSO, S. (2009), "Restoration of Ecosystem Services for Environmental Markets", in *Science*, vol. 325, p. 375-376.

PANAYOTOU, T. (1994), "Conservation of biodiversity and economic development: the concept of transferable development rights", in *Environmental and Resource Economics*, vol. 4, p. 91-110.

PARKHURST, G.M., SHOGREN, J.F., BASTIAN, C., KIVI, P., DONNER, J. & SMITH, R.B.W. (2002), "Agglomeration bonus: an incentive mechanism to reunite fragmented habitat for biodiversity conservation", in *Ecological Economics*, vol. 41, p. 305-328.

PARKHURST, G.M. & SHOGREN, J.F. (2003), "Evaluating Incentive Mechanisms for Conserving Habitat", in *Natural Resources Journal*, vol. 43, p. 1093-1150.

PARKHURST, G.M. & SHOGREN, J.F. (2007), "Spatial Incentives to Coordinate Contiguous Habitat", in *Ecological Economics*, vol. 64, p. 344-355.

PETERSON, M. J., HALL, D.M., FELDPAUSCH-PARKER, A.M. & PETERSON, T.R. (2010), "Obscuring Ecosystem Function with Application of the Ecosystem Services Concept", in *Conservation Biology*, vol. 24, pp. 113-119.

PIERMONT, L., THIEVENT, P. & QUENOUILLE, B. (2008), "Un opérateur de la Biodiversité au service des infrastructures écologiques : une proposition de la société Forestière", in *Pont et Chaussée Magazine*, vol. 10, p. 18-21.

PIMM, S.L & RAVEN, P. (2000), "Biodiversity: Extinction by numbers", in *Nature*, vol. 403, p. 843-845.

POLASKY, S., NELSON, E., CAMM, J., CSUTI, B., FACKLER, P., LONSDORF, E., MONTGOMERY, C. , WHITE, D., ARTHUR, J., GARBER-YONTS, B., HAIHT, R., KAGAN, J., STARFIELD, A. & TOBALSKE, C. (2008), "Where to put things? Spatial land management to sustain biodiversity and economic returns", in *Biological Conservation*, vol. 141, p. 1505-1524.

PUTMAN, R.J. (1994), *Community Ecology*, Kluwer Academic Publishers, Norwell, United States.

QUENOUILLE, B. (2011), *Interview téléphonique portant sur le projet "Cossure"*, interrogé par Lucas De Muelenaere, Bruxelles, 23 juin 2011, 14:00.

RAUSCHMAYER, F., BERGHOFER, A., OMANN, I. & ZIKOS, D. (2009), "Examining processes or/and outcomes? Evaluation concepts in European governance of natural resources", in *Environmental Policy and Governance*, vol. 19, p. 159-173.

RAUP, D.M. & SEPKOSKI, J.J. (1982), "Mass Extinctions in the Marine Fossil Record", in *Science*, vol. 215, p. 1501-1503.

RICKLEFS, R. & MILLER, G. (2003), *Ecologie*, De Boeck Université, Brussels, Belgium.

BIBLIOGRAPHIE

RING, I. DRECHSLER, M., VAN TEEFFELEN, A.J.A., IRAWAN, S. & VENTER, O. (2010), "Biodiversity conservation and climate mitigation: what role can economic instruments play?", in *Current Opinion in Environmental Sustainability*, vol. 2, p. 50-58.

ROBERTSON, M.M. (2000), "No net loss: wetland restoration and the incomplete capitalization of nature", in *Antipode*, vol. 32, p. 463-493.

ROBERTSON, M.M. (2004), "The neoliberalization of ecosystem services: wetland mitigation banking and problems in environmental governance", in *Geoforum*, vol. 25, p. 361-373.

ROLLAND, R. (2011), *Interview téléphonique portant sur le projet "Cossure"*, interrogé par Lucas De Muelenaere, Bruxelles, 7 juin 2011, 10:30.

ROSALES, J. (2005), "Economic Growth and Biodiversity Loss in an Age of Tradable Permits", in *Conservation Biology*, vol. 4, p. 1042-1050.

ROUGHGARDEN, J. (1995), "Can economics protect biodiversity?", in SWANSON, T.M. (ed.*), The Economics and Ecology of Biodiversity Decline: The Forces Driving Global Change*, Cambridge University Press, Cambridge, p. 149–155.

RUHL, J.B. & GREGG, J.R. (2001), "Integrating Ecosystem Services into Environmental Law: A Case Study of Wetlands Mitigation Banking", in *Stanford Environmental Law Journal*, vol. 20, p. 365-389.

RUHL, J.B. & SALZMAN, J. (2006), "The Effects of Wetland Mitigation Banking on People, in *National Wetlands Newsletters*, vol. 28, p. 8-13.

RUHL, J.B., SALZMAN, J. & GOODMAN, I. (2008), "Implementing the New Ecosystem Services Mandate of the Section 404 Compensatory Mitigation Program - A Catalyst for Advancing Science and Policy", in *Stetson Law Review*, vol. 38, p. 251-273.

SALZMAN, J. (2005), "Creating markets for ecosystem services : Notes from the field", in *New York University Law Review*, vol. 80, p. 870-961.

SALZMAN, J. & RUHL, J.B. (2001), "Currencies and the Commodification of Environmental Law", in *Stanford Law Review*, vol. 53, p. 607-693.

SANDOR, R.L., BETTELHEIM, E.C. & SWINGLAND, I.R. (2002), "An overview of a free-market approach to climate change and conservation" in *Philosophical Transaction of the Royal Society*, vol. 360, p. 1607-1620.

SHABMAN, L. & SCODARI, P. (2004), *Past, present, and future of wetlands credit sales*. Resources For the Future, Washington, D.C., United States.

SHOGREN, J.F., TSCHIRHART, J., ANDERSON, T., ANDO, W.A., BEISSINGER, S.R., BROOKSHIRE, D., BROWN, G.M, COURSEY, D., INNES, R., MEYER, S.M. & POLASKY, S. (1999), "Why economics matters for endangered species protection", in *Conservation Biology*, vol. 13, p. 1257-1261.

BIBLIOGRAPHIE

SMITHERS, R.J., COWAN, C., HARLEY, M., HOPKINS, J.J., PONTIER, H. & WATTS (2008), *England Biodiversity Strategy - Climate Change Adaptation Principles : Conserving Biodiversity in a Changing Climate*, Defra, United Kingdom.

SPANGENBERG, J. & SETTELE, J. (2010), "Precisely incorrect? Monetising the value of ecosystem services", in *Ecological Complexity*, vol. 7, p. 327-337.

STAVINS, R.N. (2001), "Experience with Market-Based Environmental Policy Instruments", in MÄLER, K.G. & VINCENT, J.R. (eds.) (2003), *Handbook of Environmental Economics*, Elsevier, North-Holland, p. 355-435.

STERNER, T. (2003), *Policy Instruments for Environmental and Natural Resource Management*, RFF Press, Washington D.C., United States.

STOKSTAD, E. (2008), "Environmental regulation: new rule on saving wetlands push the limits of science", in *Science*, vol. 320, p. 162-163.

STRAND, M.N. (1997), *Wetlands Deskbook – Second edition*, Environmental Law Institute, Washington D.C., United States.

SUDOL, M.F. & AMBROSE, R.F. (2002), "The US Clean Water Act and habitat replacement: evaluation of mitigation sites in Orange County, California, USA", in *Environmental Management*, vol. 30, p. 727-734.

SUTHERLAND W.J. et al. (2008), "Future novel threats and opportunities facing UK biodiversity identified by horizon scanning", in *Journal of Applied Ecology*, vol. 45, p. 821-833.

TEEB (2008), *The Economics of Ecosystems and Biodiversity – an interim report*, European Commission, Brussels, Belgium.

TEN KATE, K., BISHOP, J. & BAYON, R. (2004), *Biodiversity offsets: views, experience and the business case*, IUCN, Gland & Insight Investment, London, United-Kingdom.

THIEVENT, P. (2010), "La CDC Biodiversité aux commandes", in *Espaces Naturels*, vol. 29, p. 24.

THIEVENT, P. & QUENOUILLE, B. (2008), "CDC Biodiversité : un moyen de compensation pour maintenir la biodiversité", in *Liaison énergie francophonie*, vol. 7, p. 53-57.

THORSNES, P. & SIMONS, G.P.W. (1999), "Letting the Market Preserve Land : the Case for a Market-driven Transfer of Development Rights Program", in *Contemporary Economic Policy*, vol. 17, p. 256-266.

TIETENBERG, T. & LEWIS, L. (2008), *Environmental & Natural Resource Economics (8th Edition)*, Addison Wesley, United States.

TILMAN, D., FARGIONE, J., WOLFF, B., D'ANTONIO, C., DOBSON, A., HOWARTH, R., SCHINDLER, D., SCHLESINGER, W.H., SIMBERLOFF, D. & SWACKHAMER, D. (2001), "Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change", in *Science*, vol. 292, p. 281-284.

BIBLIOGRAPHIE

TREWEEK, J., TEN KATE, K., Butcher, B., VENN, O., GARLAND, L., WELLS, M., MORAN, D. & THOMPSON, S. (2009), *Scoping study for the design and use of biodiversity offsets in an English context - report for Defra*, [en ligne], URL = https://statistics.defra.gov.uk/esg/reports /Biodiversity%20Offsets%20FINAL%20REPORT%20Defra%2012%20May%202009.pdf, dernière consultation le 15/08/2011.

JAMES, T.B.T. & DUDEK, D.J. (1989), "Institutional Guidelines for Developing Transferable Rights Program", in *Yale Journal on Regulation*, p. 369-373.

TROTT, K. (2001), "New corps regulatory guidance letter", in *The Society of Wetland Scientists Bulletin*, vol. 18, p. 13-14.

TURNER, R., REDMOND, A. & ZEDLER, J. (2001), "Count it by acre or function - mitigation adds up to net loss of wetlands", in *National Wetland Newsletter*, vol. 23, p. 5-16.

UNEP - United Nations Environment Program (1992), *Rio Declaration on Environment and Development*, [en ligne], URL = http://www.unep.org/Documents.multilingual/ Default.asp? DocumentID=78&ArticleID=1163, dernière consultation le 15/08/2011.

US FISH & WILDLIFE SERVICE (2011), *Habitat Evaluation Procedure Handbook*, US Fish and Wildlife Services, Washington D.C., United States.

VALLEE, A. (2002), *Economie de l'environnement*, Editions du Seuil, Paris, France.

VELTMAN, V.C. (1995), "Banking on the Future of Wetlands Using Federal Law", in *Northwestern University Law Review*, vol. 89, p. 654-655.

WALKER, B.H. & PEARSON, L. (2007), "A resilience Perspective of the SEEA" in *Ecological Economics*, vol. 61, p. 708-715.

WALKER, S., BROWER, A.L., STEPHENS, T.R.T & LEE, W.G (2009), "Why bartering biodiversity fails", in *Conservation Letters*, vol. 2, pp. 149-157.

WATZOLD, F. & SCHWERDTNER, K. (2005), "Why be wasteful when preserving a valuable resource? A review article on cost-effectiveness of European biodiversity conservation policy", in *Biological Conservation*, vol. 123, p. 327-338.

WEBER, J. & LATELIN, E. (2004), "Sciences sociales et biodiversité", in *Actes du colloque de réflexion "Société et environnement"*, Institut des Sciences de l'Univers (CNRS - INSU), Paris, France.

WESTMAN, W.E. (1977), "How Much Are Nature's Services Worth?", in *Science*, vol. 2, pp. 960-964.

WHITTEN, S.M., COGGAN, A., REESON, A. & GORDDARD, R. (2007), "Putting theory into practice: market failure and market based instruments (MBIs) ", in *Socio-Economics and the Environment in Discussion (SEED) Working Paper Series*, CSIRO Sustainable Ecosystems, Australie.

BIBLIOGRAPHIE

WILKINS, S., KEITH, D.A. & ADAM, P. (2003), "Measuring success: evaluating the restoration of a grassy eucalypt woodland on the Cumberland plain, Syndney, Australia", in *Restoration Ecology*, vol. 11, p. 489-503.

WILKINSON, J. & THOMPSON, J. (2006) *Status report on compensatory mitigation in the United States*, Environmental Law Institute, Washington D.C., United States.

WISSEL, S. & WATZOLD, F. (2009), "A Conceptual Analysis of the Application of Tradable Permits to Biodiversity Conservation" in *Conservation Biology*, vol. 24, pp. 404-411.

WOLFF, A. (2011), *Interview téléphonique portant sur le projet "Cossure"*, interrogé par Lucas De Muelenaere, Bruxelles, 7 juin 2011, 14:00.

WOTHERSPOON, D. (2008), *Ecology of the Eastern Bearded Dragon Pogona barbata*, PhD Thesis, University of Western Sydney, Australia.

ZACCAI, E. (1999), "Développement Durable: caractéristiques et interprétations", in *Cahiers du CEDD*, vol. 4, [en ligne], URL = http://homepages.ulb.ac.be/~ezaccai/Publications/publications.html, dernière consultation le 15/08/2011.

ZINN, J.A. & COPELAND, C. (2008), *Wetlands: An Overview of Issues*, Congressional Research Service, Washington D.C., United States.

ANNEXES

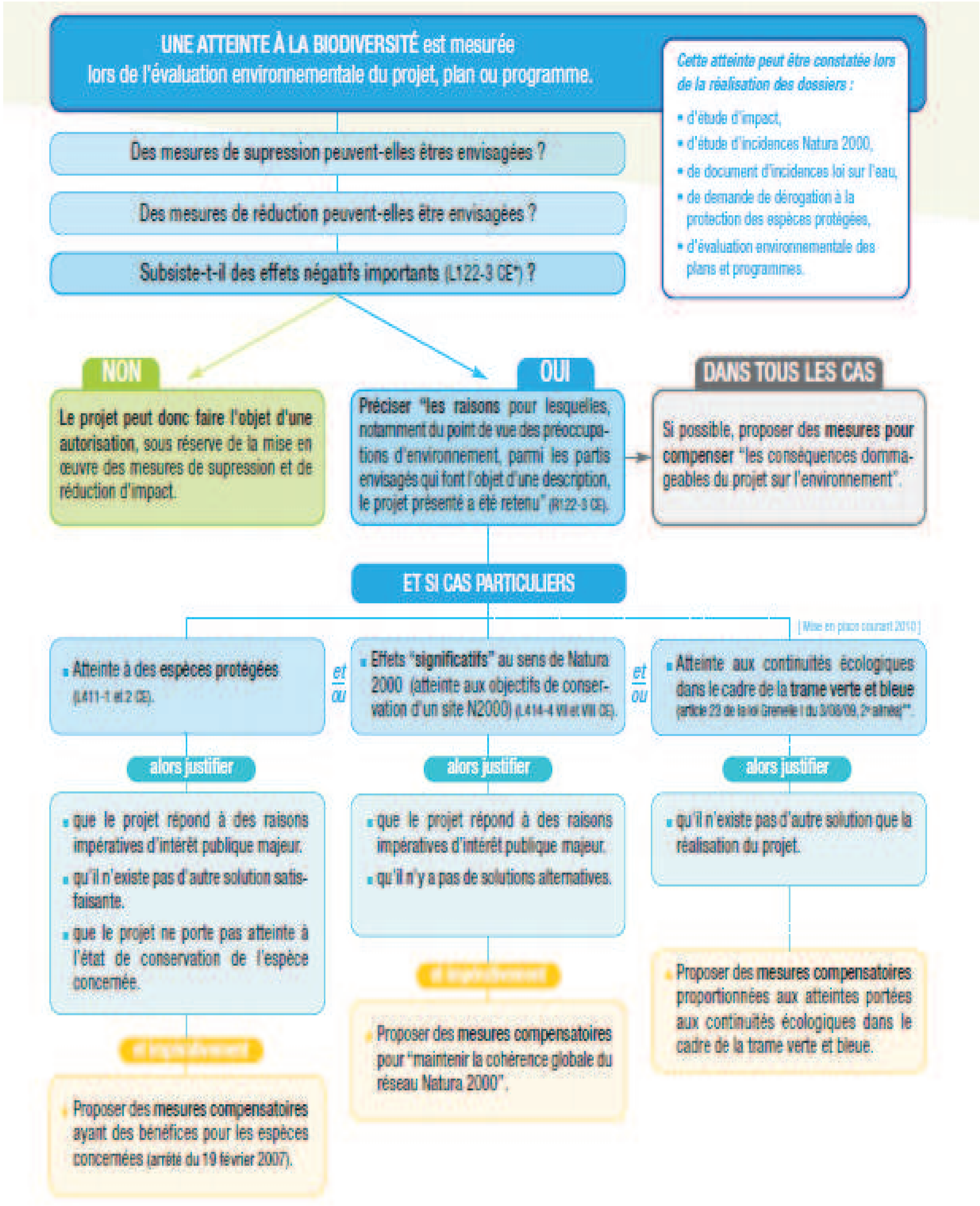
Annexe 1 : comparaison des différents instruments de marché appliqués aux politiques environnementales

Table 4.3: Initial Comparison of MBI's for Environmental Policy

Instrument			Economic Rationale			Environmental Effectiveness	
Type	Theory	Practical Issues	Burden	Gain	Efficiency	Effect	Long-term
Subsidies	• Support good behaviour	• Trade impacts • Rent-seeking	• Public finance • Deadweight loss	• Public goods generation	• Not for policy failure • Difficult for market failure	• Dependent on uptake	• Secondary effects difficult to predict • Establishes vested interests (i.e. reduces policy adaptability)
Taxes/ Charges	• Polluter pays • Defined price • Good for inelastic demand curves	• National level • Often too many exemptions/low level (political risk)	• Private finance • Deadweight loss	• Revenue generating • Internalise externality	• Abatement allocated according to polluters' costs.	• Environmental outcome uncertain	• Costs could change over time, tax must adapt
Perfor-mance bonds	• Clear obligation of environmental performance	• Risks non-compliance and evasion	• Private risk • Ties-up capital	• Safeguard public welfare	• As efficient as environmental regulation is	• Ensure compliance with regulation already in place	• Time-limited effect
Tradable Permits	• Polluter pays • Better when demand for firms outputs are elastic	• Transaction costs • Difficult to monitor and enforce • Allocation issues (political risk) • Price volatility	Depends on allocation • Private finance • Minimise deadweight loss	Depends on allocation • Abatement at lowest cost	• Trade allows more efficient internalisation • Dependent on heterogeneous costs	• Environmental outcome certain	• Ratchet up gains
Liability and Compensa tion	• Polluter pays • Flexible compensation • Mitigation hierarchy	• Assessing risk of reparations/co mpensation • Requires supportive insurance market	• Private liability	• Safeguard public welfare	• More efficiency in gain if substitutable compensation • Shared risk	• Compensation substitutability allows for environmental damage	• Reparations should be permanent • Indirect incentive against riskier development
Habitat Banking	• Polluter pays • Can deliver fixed policy objective (e.g. no net loss), but cost (price) can fluctuate.	(see review of case studies)	• Private finance	• Avoid biodiversity loss	• Economies of scale	• No net loss • Potential for net gain	• Direct resources to conservation priorities (e.g. valuable habitat or climate change adaptation)

Source : Dickie & Tucker (2010a)

Annexe 2 : déroulement théorique de la compensation en France



Source : DREAL (2011)

Annexe 3 : échelle de temps relatives à la restauration de différents types d'habitats

Table 4.1. The feasibility of restoring selected habitat types and their relative time-scales		
Habitat	**Time-scale**	**Notes**
Temporary pools	1-5 years	May never support some faunas e.g. *Triops* and *Cheirocephalus*, but rapidly colonised by water beetles.
Eutrophic ponds	1-5 years	Creatable provided adequate water supply. Readily colonised by water beetles and dragonflies but faunas restricted to those with limited specialisms. Include ponds created for Great Crested Newts *Triturus vulgatus*.
Mudflats	1-10 years	Dependent upon position in tidal frame and sediment supply.
Eutrophic grasslands	1-20 years	Dependent upon availability of propagules.
Reedbeds	10-100 years	Will readily develop under appropriate water conditions.
Saltmarshes	10-100 years	Dependent upon availability of propagules, position in tidal frame and sediment supply.
Oligotrophic grasslands	20-100 years +	Dependent upon availability of propagules and limitation of nutrient input.
Chalk grasslands	50-100 years +	Dependent upon availability of propagules and limitation of nutrient input.
Yellow Dunes	50-100 years +	Dependent upon sediment supply and availability of propagules. More likely to be restored than re-created.
Heathlands	50-100 years +	Dependent upon nutrient loading, soil structure and availability of propagules. No certainty that vertebrate and invertebrate assemblages will arrive without assistance. More likely to be restored than re-created.
Grey dunes and dune slacks	100-500 years	Probably not recreatable but potentially restorable.
Ancient Woodlands	500 - 2000 years	No certainty of success if ecosystem function is sought - dependent upon soil chemistry and mycology plus availability of propagules. Restoration a possibility for plant assemblages but questionable for rarer invertebrates.
Vegetated shingle structures	500 - 5000 years	Dependent upon sediment supply and coastal processes. Essentially un-recreatable.
Blanket Bogs	1,000 - 5,000 years	Probably un-recreatable but will form in these timescales.
Raised Bogs	1,000 - 5,000 years	Probably un-recreatable but will form in these timescales.
Limestone Pavements	10,000 years	Un-recreatable but will form if a glaciation occurs.
Pingoes	10,000 years	Un-recreatable but will form if a glaciation occurs.
Turloughs	10,000 years	Un-recreatable but will form if a glaciation occurs.

Source : Dickie & Tucker (2010a)

Annexe 4 : Questions-guides utilisées pendant les entretiens

Questions au Dr. Dutoit – Président du Conseil Scientifique de la Réserve des Coussouls de Crau et professeur d'écologie à l'Université d'Avignon

1. Quel est votre rôle, celui du Conseil Scientifique de la Réserve des Coussouls de Crau et celui de l'Université d'Avignon dans le projet Cossure ?
2. Comment qualifieriez-vous la qualité de la réhabilitation proposée par la CDC Biodiversité ?
3. Estimez-vous que les unités "Cossure" ayant déjà été échangées étaient équivalentes aux habitats dégradés pour lesquels elles ont servi de compensation ? Pourquoi ?
4. Un tel projet est-il reproductible à d'autres types d'habitats ou à une échelle différente ? Pourquoi ?
5. Un mécanisme d'*habitat banking* est-il, selon vous, souhaitable en France ? Pourquoi ? Lui apporteriez-vous une quelconque amélioration ? Comment percevez-vous son avenir ?

Questions à Monsieur Axel Wolff – Chargé de mission du CEEP et co-gestionnaire de la Réserve Naturelle des Coussouls de Crau

1. A quel niveau le CEEP intervient-il dans le projet Cossure ? Quelles sont ses tâches ?
2. Comment qualifieriez-vous la qualité de la réhabilitation proposée par la CDC Biodiversité ?
3. Quelles mesures devez-vous prendre / prenez-vous pour gérer le site de Cossure ? Pourquoi ?
4. Un mécanisme d'*habitat banking* est-il, selon vous, souhaitable en France ? Pourquoi ? Lui apporteriez-vous une quelconque amélioration ? Comment percevez-vous son avenir ?

Questions à Mr. Robin Rolland – Adjoint au chef de l'Unité Biodiversité du Pôle de Protection et de Gestion de la Nature de la DREAL PACA

1. A quel niveau du projet Cossure la DREAL intervient-elle ? Quel est son rôle ?
2. Comment se déroule un processus de compensation-type en région PACA ? Quels sont les différents acteurs impliqués et leurs rôles respectifs ?
3. Comment est calculée l'équivalence des habitats échangés ? Existe-t-il un indicateur spécifique permettant de s'assurer des bases scientifiques de l'échange ? Quel est-il ?
4. Existe-t-il un processus de surveillance des résultats de la compensation ? Par qui est-il mené ? La société civile est-elle inclue dans le projet Cossure ?
5. Un mécanisme d'*habitat banking* est-il, selon vous, souhaitable en France ? Pourquoi ? Lui apporteriez-vous une quelconque amélioration ? Comment percevez-vous son avenir ?

Questions à Mr. Brice Quenouille – Chargé de mission de la CDC Biodiversité

1. Quel est le contexte dans lequel a été décidé ce projet-pilote ? Pourquoi avoir choisi la région PACA et le site de Cossure ?
2. Une évaluation des résultats du projet-pilote a-t-elle été menée ? Quels sont ses résultats ?
3. Quels sont les objectifs de la CDC Biodiversité en matière d'*habitat banking* ? D'autres projets, sur d'autres types d'habitats sont-ils prévus ?
4. Qu'adviendra-t-il du site de Cossure après les trente années de gestion obligatoire prestées par la CDC Biodiversité ?
5. Un mécanisme d'*habitat banking* est-il, selon vous, souhaitable en France ? Pourquoi ? Lui apporteriez-vous une quelconque amélioration ? Comment percevez-vous son avenir ?