

Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental

• ARTICLES

Adeline Bas*
Pascal Gastineau[†]
Julien Hay[‡]
Harold Levrel[§]

La reconnaissance et les pratiques en matière d'évaluation du dommage à l'environnement sont actuellement en cours de construction en France. La directive européenne 2004/35/CE sur la responsabilité environnementale, transposée en droit français, participe à cette construction. Elle préconise l'utilisation de méthodes particulières, dites d'équivalence, dont le principe est de compenser, par équivalent physique, un dommage causé par une pollution accidentelle affectant les ressources naturelles et les services écologiques fournis par les espaces et espèces protégées, les sols et les eaux. D'autres méthodes (valeur-valeur et valeur-coût) sont recommandées par la directive en second choix et ont recours aux techniques de monétarisation classique en économie. Ces dernières, sont en pratique, utilisées pour évaluer et compenser des pertes de services récréatifs. Après avoir présenté cet outil innovant de la compensation environnementale, nous identifierons quelques limites d'ordre théorique et pratique.

responsabilité environnementale - évaluation non marchande - méthodes d'équivalence

Environmental compensation using Habitat and Resource Equivalency Analyses

This article deals with environmental damage valuation in France. In coming years, current practices should be influenced by the Environmental Liability Directive which sets out requirements that member states must enact to prevent and remedy environmental damage, specifically damage to habitats and species. Directive 2004/35/CE reinforces the "polluter pays" principle and introduces new useful methodologies to assess and compensate environmental damage: the equivalency methods. These methods, developed by the National Oceanographic and Atmospheric Administration (NOAA), are used to scale remediation needed to compensate for past, current and future damages related to an incident. Two approaches to resource compensation can be distinguished: the service-service approach (or resource-resource approach) and the valua-

* UMR M101 AMURE, Université de Brest, adeline.bas@univ-brest.fr

[†] Auteur correspondant : Laboratoire Transports et Environnement, IFSTTAR, 25 avenue François Mitterrand, case 24, 69675 Bron Cedex, pascal.gastineau@ifsttar.fr

[‡] UMR M101 AMURE, Université de Brest, julien.hay@univ-brest.fr

[§] UMR M101 AMURE, Département d'économie maritime, Ifremer, Brest, harold.levrel@ifremer.fr

128 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

tion scaling approaches (value-to-value and value-to-cost approaches). After introducing both of them, we identify some theoretical and practical pitfalls related to their use.

environmental liability - non-market valuation - habitat equivalency analysis - resource equivalency analysis

Classification JEL: K32, Q51, Q57

Introduction

Le droit français semble à la croisée des chemins avec la reconnaissance grandissante d'un nouveau poste de préjudice distinct et autonome des autres préjudices (économique, matériel, moral) : le préjudice écologique. Le dommage écologique¹ a cela de particulier qu'il n'a pas de caractère personnel ce qui n'est pas sans soulever certaines difficultés juridiques puisque pour être réparable, en principe, un dommage doit avoir un caractère personnel. C'est pourquoi la reconnaissance pleine et entière du préjudice écologique demeure difficile mais certaines décisions semblent témoigner un souhait de ne pas l'ignorer (Boutonnet [2010]).

En France, deux grands régimes généraux fondent l'engagement de la responsabilité environnementale². Le dommage environnemental est régi pour les atteintes communes par le droit commun de la responsabilité civile devant les juridictions judiciaires et pour les atteintes graves par la loi du 1^{er} août 2008 sur la responsabilité environnementale (LRE) qui repose sur l'intervention du préfet.

D'une part, du côté du juge civil, l'indemnisation du préjudice moral a souvent été utilisée comme un substitut à la réparation du préjudice écologique « pur » (Memlouk [2010]). Cette indemnisation a jusqu'ici aboutit le plus souvent à des dommages et intérêts à des personnes morales intéressées par la protection de l'environnement. Il existe néanmoins des décisions rendues par des juridictions judiciaires qui réparent des préjudices purs. Toutefois, la jurisprudence qui n'est pas stabilisée et très dispersée ne permet pas de lever le flou régnant quant au mode de calcul de la réparation. On doit toutefois noter que contrairement à ce qui est observé aux États-Unis³, les méthodes d'évaluation économique des biens non marchands (évaluation contingente, prix hédonistes, méthodes des coûts de trans-

1. Le préjudice est le dommage qui est causé à autrui d'une manière volontaire ou involontaire.

2. voir sur cette question le rapport du Club des Juristes : « Mieux réparer le dommage environnemental », Commission Environnement, Janvier 2012, 70 p.

3. Par exemple, pour l'évaluation des dommages causés aux côtes de l'Alaska par le naufrage en 1989 du pétrolier Exxon Valdez, la justice américaine a eu recours à l'évaluation contingente. A cette occasion, un groupe d'experts dirigé par K. Arrow a élaboré le « NOAA Panel », un rapport proposant des recommandations pour la bonne conduite d'une évaluation contingente.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 129

ports,...) n'ont pour l'heure pas encore été présentées devant un tribunal français pour fonder une demande d'indemnisation du préjudice écologique.

D'autre part, parallèlement à cette évolution du droit interne, la Loi sur la Responsabilité Environnementale (LRE) a été adoptée en 2008. Transposition de la Directive Européenne sur la responsabilité environnementale de 2004/35/CE, la police administrative mise en œuvre dans le cadre de la loi de 2008 a la particularité d'une part de consacrer l'indemnisation des préjudices à l'environnement dans certains cas de figures d'atteintes aux milieux naturels, mais également, et c'est notamment en cela qu'elle est originale, de proposer un cadre méthodique permettant d'aboutir *in fine* à une quantification monétaire des préjudices. Celle-ci peut être assimilée au coût des mesures de restauration nécessaires pour compenser intégralement les pertes en ressources et services naturels résultant d'un dommage environnemental. En d'autres termes, la LRE définit « *les conditions dans lesquelles sont prévenus ou réparés, en application du principe pollueur-payeur et à un coût raisonnable pour la société, les dommages causés à l'environnement par l'activité d'un exploitant* ». Il est à noter que – chose nouvelle – la LRE impose la compensation en nature du dommage environnemental issu d'un accident.

C'est dans ce contexte que le cadre d'évaluation introduit par la Directive Européenne précédemment citée, à savoir les méthodes d'équivalence et principalement les méthodes service-service et ressource-ressource, mérite que l'on s'y intéresse pour différentes raisons. D'une part, il va certainement influencer la pratique juridique sur le plan du droit interne en France. D'autre part, il propose un cadre d'évaluation original s'appuyant notamment sur la notion d'équivalence physique, qui s'écarte du cadre standard de l'évaluation économique (Riera [2008]) tout en lui réservant une place particulière et prépondérante (égalisation des pertes et des gains, actualisation, reconnaissance et acceptabilité explicite des méthodes monétaires). Enfin, s'il est original au plan européen, il est appliqué en réalité, sous une forme quasi identique, depuis plusieurs années aux USA, notamment dans le domaine des dommages causés par les marées noires sous l'égide de la loi-cadre OPA (*Oil Pollution Act*). En effet, dans le cadre de la procédure NRDA (*Natural Resource Damage Assessment*), la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) agissant au nom de la collectivité est en charge de l'évaluation des dommages et de la détermination des mesures de restauration nécessaires (Jones et Pease [1997], Ofiara [2002], Penn et Tomasi [2002]). Afin de mettre en pratique la restauration compensatoire, il est nécessaire de déterminer la taille du projet à entreprendre pour compenser intégralement les pertes en ressources et services résultant du déversement d'hydrocarbures. De ce fait, des approches, dites méthodes d'équivalence, ont été créées afin de déterminer et d'évaluer la taille du projet de restauration nécessaire pour atteindre cet objectif. L'examen de la mise en œuvre de ce cadre méthodologique dans ce pays autorise donc un retour d'expérience permettant d'identifier des atouts de la méthode, mais également de ces limites. Les travaux du projet REMEDE (*Resource Equivalency Methods*

130 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

for Assessing Environmental Damage in the EU)⁴ dont les objectifs étaient de développer, tester et diffuser ces méthodes dans le cadre de la Directive 2004/35/EC sont également pris en considération (Lipton *et al.* [2008], Ozdemiroglu *et al.* [2008], Lipton *et al.* [2012]).

Cet article prend donc sa source d'une part, dans la reconnaissance grandissante du préjudice écologique et d'autre part, dans la priorité donnée à la réparation en nature (effective dans la LRE et envisagée (ou souhaitée) dans le droit civil). Dès lors qu'une réparation en nature est exigée, la question des méthodes permettant de dimensionner et mettre en place cette réparation se pose. Nous nous concentrerons ici principalement sur les méthodes d'équivalence préconisée par la Directive 2004/35/CE et verrons en quoi elles proposent un cadre novateur, non sans défaut, permettant de déterminer les mesures de réparation nécessaires suite à un dommage écologique.

La première section traite du régime de la LRE. La deuxième section présente les méthodes d'équivalence (*Resource Equivalency Analysis et Habitat Equivalency Analysis*). La troisième section, elle, discute les principaux points des deux précédentes sections.

1. Présentation du cadre d'évaluation des dommages à l'environnement mis en place par la LRE

Sous le régime de la LRE, les personnes morales ou physiques qui, par leurs activités, portent atteinte à l'environnement (faune, flore, sols, habitats naturels et ressources naturelles (Encadré 1)) peuvent être reconnues responsables d'un « préjudice écologique ». La loi instaure un nouveau régime de police administrative. Sous l'autorité administrative, qui, en France, sera le préfet, les exploitants sont dans l'obligation de prendre des mesures de prévention pour éviter les dommages et, s'ils se produisent, de les réparer afin de permettre au milieu naturel de retrouver son « état initial »⁵. La loi distingue trois types de réparation : primaire, complémentaire et compensatoire. La réparation primaire désigne toute mesure par laquelle les ressources naturelles et leurs services retournent à leur état initial ou s'en approchent. La possibilité d'une réparation par régénération naturelle peut être envisagée⁶.

4. <http://www.envliability.eu/>

5. L'état initial désigne l'état des ressources naturelles et des services écologiques au moment du dommage, qui aurait existé si le dommage environnemental n'était pas survenu, estimé à l'aide des meilleures informations disponibles.

6. Le choix des actions de restauration primaire dépend du type de milieu, de ressources et/ou de services impactés. Outre des activités de nettoyage et de ramassage d'animaux morts, la littérature nous montre que la restauration primaire consiste, la plupart du temps, en une régénération naturelle, le milieu ayant la capacité à se régénérer seul. Les méthodes d'équivalence ne sont donc pas nécessaires pour dimensionner le projet de restauration primaire.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 131

Lorsque la réparation ne sera pas suffisante (c'est-à-dire lorsqu'elle ne permettra pas aux ressources naturelles et/ou services écologiques de retourner à leur état initial), des mesures de réparation complémentaire devront être mises en œuvre (ex : en affectant un nouveau site aux espèces protégées). Enfin, les mesures de réparation compensatoire, elles, doivent compenser les pertes intermédiaires de ressources naturelles ou de services survenant entre le dommage et la date à laquelle la réparation primaire ou complémentaire a produit son effet (Graphique 1). Elles peuvent être mises en œuvre sur un autre site et ne peuvent se traduire par une compensation financière.

Encadré 1 : article L. 161-1 du Code de l'environnement

Les dommages visés par le texte sont intégrés à l'article L. 161-1 du Code de l'environnement :

« Art. L. 161-1. – I. – Constituent des dommages causés à l'environnement au sens du présent titre les détériorations directes ou indirectes mesurables de l'environnement qui :

1° Créent un risque d'atteinte grave à la santé humaine du fait de la contamination des sols résultant de l'introduction directe ou indirecte, en surface ou dans le sol, de substances, préparations, organismes ou micro-organismes ;
2° Affectent gravement l'état écologique, chimique ou quantitatif ou le potentiel écologique des eaux, à l'exception des cas prévus au VII de l'article L. 212-1 ;

3° Affectent gravement le maintien ou le rétablissement dans un état de conservation favorable :

a) Des espèces visées au 2 de l'article 4, à l'annexe I de la directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, concernant la conservation des oiseaux sauvages et aux annexes II et IV de la directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages ;

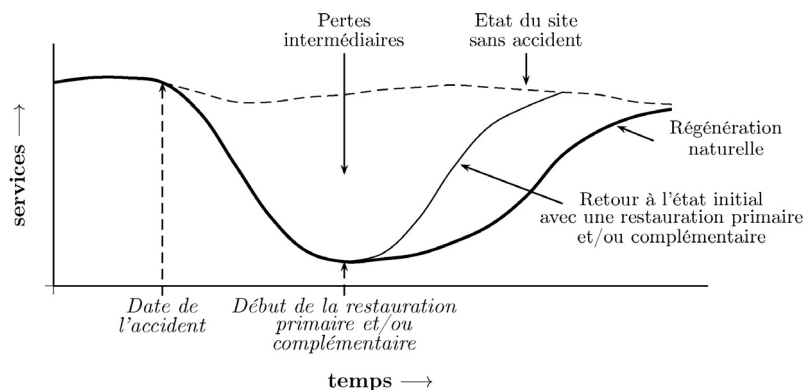
b) Des habitats des espèces visées au 2 de l'article 4, à l'annexe I de la directive 79/409/CEE du Conseil, du 2 avril 1979, précitée et à l'annexe II de la directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, précitée ainsi que des habitats naturels énumérés à l'annexe I de la même directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992 ;

c) Des sites de reproduction et des aires de repos des espèces énumérées à l'annexe IV de la directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, précitée ;

4° Affectent les services écologiques, c'est-à-dire les fonctions assurées par les sols, les eaux et les espèces et habitats mentionnés au 3° au bénéfice d'une de ces ressources naturelles ou au bénéfice du public, à l'exclusion des services rendus au public par des aménagements réalisés par l'exploitant ou le propriétaire. »

La loi sur la responsabilité environnementale exclue de son champ d'application un certain nombre de dommages. Au titre de ces dommages, on souligne en particulier ceux concernés par ailleurs par les Conventions internationales dédiées à la responsabilité civile et à l'indemnisation des dommages résultant d'une pollution accidentelle par les hydrocarbures.

S'inspirant du régime américain *Oil Pollution Act* (OPA), l'objectif de la « Directive du Parlement européen et du Conseil, du 21 avril 2004, sur la responsabilité environnementale en ce qui concerne la prévention et la réparation des dommages environnementaux » est de prévenir et de réparer à un coût raisonnable les dommages environnementaux à travers la mise en place d'un régime de responsabilité fondé sur le principe pollueur payeur. La directive sur la responsabilité environnementale, dont la LRE est une trans-



Graphique 1. Restauration primaire, complémentaire (Ozdemiroglu et al. [2008])

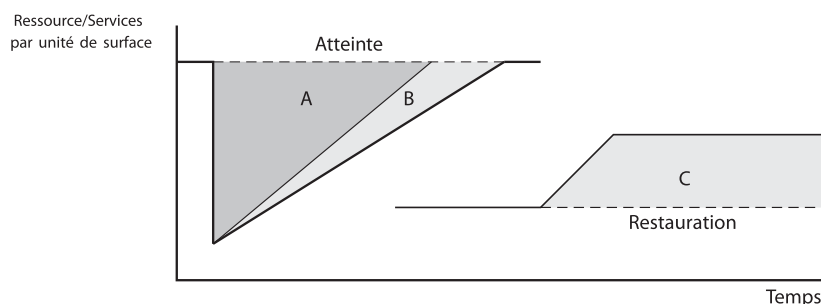
position, reconnaît explicitement les ressources naturelles et les services liés à ces ressources. Dans le cadre de la directive européenne, les pollueurs identifiés sont tenus de restaurer, réhabiliter ou remplacer les ressources naturelles endommagées et les services détériorés, ou de fournir une alternative équivalente.

Conformément au principe du pollueur-payeur, l'exploitant à l'origine du dommage environnemental aura à sa charge le coût des études permettant l'estimation du dommage et de sa restauration ainsi que les coûts de la restauration, de son suivi et de son évaluation. Le principe au centre de cette directive est donc la compensation, à un coût raisonnable, du public « en nature » des dommages environnementaux. En effet, elle exige que le dimensionnement des projets de restauration soit tel que les « effets nets » sur l'environnement soient tout au plus nuls sur un horizon temporel plus ou moins lointain (principe du « no net loss »). En cela, la directive semble s'inscrire dans un cadre de durabilité forte, avec une contrainte plus ou moins souple selon que l'horizon pour la compensation soit lointain ou non (fixer l'horizon temporel à une échéance trop rapprochée revient à imposer une stricte contrainte de forte durabilité) (Pearce *et al.* [2006], CAS [2009]).

La relation entre la restauration primaire et la restauration compensatoire est présentée par le Graphique 2. Ce graphique caractérise le niveau de services écologiques fournis par la ressource endommagée. Le temps est représenté sur l'axe des abscisses et le niveau de services sur l'axe des ordonnées. La trajectoire des conditions initiales est supposée constante dans le temps.

Si aucune restauration primaire n'est mise en place, la somme des aires A et B représente les services écologiques perdus entre le moment où le dommage survient et le moment où le milieu retrouve son état initial. Au contraire, si une restauration primaire est mise en œuvre, elle permettra d'accélérer le retour à l'état initial du milieu, réduisant ainsi les pertes de services écologiques à l'aire A.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 133



Graphique 2. Représentation schématique de l'approche service-service (d'après Zafonte et Hampton [2007])

L'aire C, quant à elle, caractérise le niveau de services fournis par la restauration compensatoire réalisée sur le site endommagé. Supposons que la restauration primaire ait lieu et qu'une restauration compensatoire soit mise en place. Les pertes de services écologiques seront compensées lorsque l'aire C sera égale à l'aire A. Dans le cas où aucune restauration primaire n'est mise en œuvre, les pertes de services seront compensées lorsque l'aire C sera égale à l'aire A + B.

L'objectif des méthodes d'équivalence est donc d'assurer l'« équivalence » entre les deux aires « actualisées » grisées de manière à ce que les projets de restauration compensent la perte temporaire supportée par la population entre l'instant de l'incident et le retour à l'état initial. Au final, l'objectif est donc de dimensionner le projet de restauration de manière à ce qu'il offre autant de services actualisés que de pertes mesurées.

La directive de 2004 prône différents types d'équivalence mais recommande en priorité les méthodes services-services et ressources-ressources. « Dans ces approches, les actions fournissant des ressources naturelles ou des services de type, qualité et quantité équivalents à ceux endommagés sont à utiliser en priorité. Lorsque cela est impossible, d'autres ressources naturelles ou services sont fournis. Par exemple, une réduction de la qualité pourrait être compensée par une augmentation de la quantité des mesures de réparation (art. 1.2.2) ». Au sens propre du terme, les méthodes économiques sont reléguées au rang de méthode de « second choix » à laquelle sera fait recours en cas d'impossibilité de faire usage des méthodes d'équivalence service-service et ressource-ressource. Face à cette impossibilité, « l'autorité compétente peut prescrire la méthode, par exemple l'évaluation monétaire, afin de déterminer l'importance des mesures de réparation complémentaire et compensatoire nécessaires. S'il est possible d'évaluer les pertes en ressources ou en services, mais qu'il est impossible d'évaluer en temps utile ou à un coût raisonnable les ressources naturelles ou services de remplacement, les autorités compétentes peuvent opter pour des mesures de réparation dont le coût est équivalent à la valeur monétaire estimée des ressources naturelles ou services perdus (art. 1.2.3.) ».

Rappelons que le caractère « grave » de l'atteinte (ou du risque d'atteinte) est un préalable à l'application du dispositif. Ces limites strictes qui encadre

134 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

l'application la LRE explique que, jusqu'ici, la loi n'a quasiment jamais été appliquée depuis sa mise en œuvre.

2. Les méthodes d'équivalence

Pour mettre en place cette compensation, la directive établit, de fait, une hiérarchie⁷ des méthodes à utiliser : 1- méthodes service-service ou ressource-ressource, 2- valeur-valeur, 3- valeur-coût.

2.1. Les équivalences service-service et ressource-ressource

On distingue deux méthodes d'équivalence bien qu'elles soient très proches. Celles-ci ont été développées aux USA⁸. La méthode service-service (HEA : *Habitat Equivalency Analysis*) est utilisée pour compenser des pertes de services mais aussi de ressources. Avec cette méthode, on se focalise sur l'habitat qui a été endommagé. La méthode ressource-ressource (REA : *Resource Equivalency Analysis*) est utilisée lorsque l'on cherche à évaluer et à compenser des pertes de ressources (espèces animales principalement).

2.1.1. Principes des méthodes

Les méthodes service-service (S-S) et ressource-ressource (R-R) reposent sur l'utilisation de métrique (ou *proxy*) à partir de laquelle sont évaluées les pertes et les gains de ressources naturelles et de services. Dans le cas de la méthode service-service, cette métrique peut être un indicateur biologique (couverture végétale, présence ou densité d'espèces critiques par exemple) représentatif de l'écosystème impacté ou une espèce si elle a des liens écologiques significatifs avec les autres espèces (dans ce cas l'évaluation des pertes et des gains portera sur les services écologiques qu'elle produit). Ce peut être également un indicateur composite, c'est-à-dire un indice composé de plusieurs ressources et/ou services. Pour la méthode ressource-ressource, la proxy peut être une espèce, un nombre d'espèces, ou encore une caractéristique de l'espèce (biomasse, durée de vie,...). Elle est utilisée de manière à pouvoir exprimer dans une même unité, et ainsi comparer, les pertes et les gains des services/ressources (NOAA [1995]).

7. L'annexe II de la directive ne mentionne pas explicitement l'approche valeur-valeur, mais elle est considérée indirectement lorsque l'annexe préconise l'utilisation de l'évaluation monétaire lorsque les approches ressource-ressource et service-service ne peuvent être employées (Lipton *et al.* [2008]).

8. Ces méthodes ont fait l'objet d'une étude approfondie dans le cadre d'un rapport du Commissariat Général au Développement Durable (Bas et Gaubert [2010]).

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 135

Dans la méthode service-service, l'unité de pertes de gains de services écologiques est l'unité « surface-années ». Si la surface est exprimée en hectare : *i)* les pertes de services correspondent au nombre d'hectares ne fournissant plus de services, actualisés sur le nombre d'années d'impact tandis que *ii)* les gains correspondent au pourcentage de services obtenus sur un hectare restauré, actualisés sur le nombre d'années où des gains pourront être enregistrés. Pour la méthode ressource-ressource, les pertes et les gains de ressources sont exprimés dans l'unité « ressources-années », les pertes correspondant au nombre de ressources perdues durant la période d'impact et les gains au nombre de ressources restaurées par an.

La question centrale est de déterminer l'échelle/l'ampleur de la restauration à entreprendre. Si on raisonne en termes de surface d'un milieu impacté, que l'on compense par la restauration d'une surface A_R produisant des services (ou ressources) équivalents, le problème qui se pose s'écrit alors sous la forme suivante (Zafonte et Hampton [2007]) :

$$A_I \sum_{t=1}^{T_I} (1+r)^{-t} I_t = A_R \sum_{t=1}^{T_R} (1+r)^{-t} R_t \quad [1]$$

avec A_I et A_R les surfaces impactées et restaurées, I et R , l'ampleur de l'impact (sur la surface A_I en temps t_I) et l'ampleur des bénéfices de restauration (sur la surface A_R en temps t_R) et r le taux d'actualisation. T_I est la période à laquelle l'écosystème impacté recouvre son niveau de services (ou de ressources) initial et T_R est la date à laquelle on considère que l'écosystème restauré ne procure plus de services (ou de ressources).

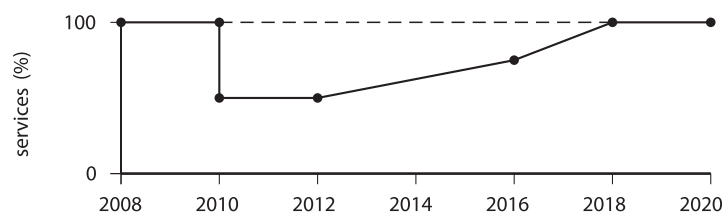
Dans le cas de la méthode service-service, le membre de gauche de l'égalité (1) correspond aux « services-surface-années actualisés » (DSAY : *discounted service acre year*) perdus tandis que le membre de droite correspond aux « services-surface-années actualisés » à restaurer pour compenser le dommage environnemental.

Ainsi, comme le laisse supposer l'équation (1), les approches en termes d'équivalence reposent sur trois hypothèses fondamentales : la substituabilité des ressources/services initiaux et restaurés, la valeur constante des ressources et des services dans le temps et l'homogénéité des préférences des individus.

2.1.2. Exemple de mise en œuvre de la méthode service-service

A titre d'exemple (voir Encadré 2 pour un cas concret), considérons un incident de pollution qui intervient en 2010 et qui impacte 20 hectares d'un écosystème donné. Dans un premier temps cet écosystème perd 50 % des services qu'il procurait avant l'incident (état initial). L'écosystème recouvre l'ensemble de ses services selon la courbe de représentation représentée sur le Graphique 3.

136 — Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental



Graphique 3. Fonction de récupération du milieu impacté

i) Quantification du dommage

Pour un taux d'actualisation de 4%/an le calcul des « services-surface-années actualisés » perdus par hectare (Tableau 1) sont mesurés avec la

$$\text{formule : } A_t \sum_{t=1}^{T_t} (1+r)^{-t} I_t$$

Tableau 1. Quantification des dommages

Année	moyenne services perdus par ha (%)	service perdu/an (ha)	actualisation	services-surface-années-actualisés
2010	50	10	1	10
2011	50	10	0,961	9,615
2012	46,625	9,325	0,924	8,621
2013	40,375	8,075	0,888	7,178
2014	34,375	6,875	0,854	5,876
2015	28,125	5,625	0,821	4,623
2016	18,75	3,75	0,790	2,963
2017	6,25	1,25	0,759	0,949
2018	0	0	0,730	0
Total « services-surface-années-actualisés »				49,829

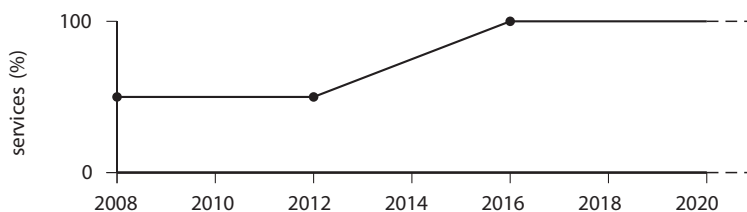
ii) Quantification des gains

Dès lors, une fois les « services-surface-années actualisés » perdus mesurés, il convient de mesurer la surface de projet compensatoire à mettre en place. Dans un premier temps il s'agit de mesurer les « services-surface-années actualisés » apportés par l'amélioration d'un service sur un hectare,

grâce à la formule $\sum_{t=1}^{T_R} (1+r)^{-t} R_t$. On suppose que l'écosystème qui va faire l'objet d'une opération de restauration jouit de 50 % de ces services et les

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 137

opérations lancées en 2012 vont permettre à cet écosystème d'atteindre 100 % de services en 2016 (selon la trajectoire représentée sur le Graphique 4). Pour l'exemple, nous prenons en compte les services supplémentaires obtenus grâce à cette opération jusqu'en 2110.



Graphique 4. Fonction de maturité des services créés

Renouvelant la même procédure que pour la mesure des « services-surface-années actualisés » perdus, nous mesurons à présent les « services-surface-années actualisés » gagnés grâce au projet de restauration :

Tableau 2. Quantification des gains

Année	moyenne services gagnés par ha (%)	actualisation	services-surface-années-actualisés
2010	0	1	0
2011	0	0,961	0
2012	6,25	0,924	0,057
2013	18,75	0,888	0,166
2014	26,25	0,854	0,224
2015	43,75	0,821	0,359
2016 -> 2110	50,00	-	10,02
Total « services-surface-années-actualisés »			10,835

iii) Dimensionnement du projet de restauration

La dimension du projet de restauration se calcule selon la formule suivante :

$$A_R = A_I \frac{\sum_{t=1}^{T_I} (1+r)^{-t} I_t}{\sum_{t=1}^{T_R} (1+r)^{-t} R_t} \quad [2]$$

138 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

En supposant que les services rendus par le nouveau projet sont comparables à ceux perdus temporaires à cause de l'incident la surface du projet de restauration (A_R) devra être d'environ 4,6 hectares (49, 829/10, 835).

Au final, le montant payé par la partie responsable au titre des dommages à l'environnement est le coût de la mise en œuvre des mesures de restauration compensatoire étalonnées à partir de la méthode S-S.

Il est à noter que les ressources naturelles sont considérées ici comme des actifs au même titre que les actifs financiers. Les pertes et les gains écologiques étant échelonnés dans le temps, il paraît, en effet, nécessaire de les exprimer en valeur présente, notamment pour permettre la comparaison des projets de restauration. Le dimensionnement du projet de restauration est donc sensible au choix du taux d'actualisation. En pratique, le taux d'actualisation utilisé est souvent celui recommandé pour les investissements publics. Soulignons que la prise en compte d'un taux d'actualisation est aussi un moyen d'inciter les parties responsables à agir rapidement (plus le projet de restauration est mis en place tôt, plus il procure de « services-surface-années actualisés » et moins il sera coûteux à mettre en œuvre).

2.2. Les méthodes valeur-valeur et valeur-coût

Comme vu précédemment, deux autres approches peuvent être utilisées pour mesurer la compensation des atteintes aux ressources naturelles. A la différence des techniques HEA/REA qui s'intéressent aux pertes de ressources et de services écologiques, les techniques valeur-valeur et valeur-coût sont souvent utilisées dans le cas des atteintes aux activités récréatives. Dans le premier cas, il s'agit de chercher à mesurer la valeur monétaire que le public attribue aux ressources naturelles ; dans l'autre, on cherche à mesurer combien il coûte de remplacer les services des ressources naturelles perdus suite à l'atteinte. Ces techniques recourent donc, à la différence des précédentes, à l'étalon monétaire. Il s'agit notamment d'évaluer en termes monétaires l'ampleur des pertes. L'équivalence est faite différemment selon qu'il s'agisse d'une approche valeur-valeur (valeur monétaire des pertes de services = valeur monétaire des services recréés en compensation) ou une approche valeur-coût (valeur monétaires des pertes de services = coût de la mise en œuvre de mesures compensatoires).

Encadré 2 : Le cas de l'Athos Spill I (NOAA et al. [2009])

Le 6 novembre 2004, l'accident du M/T/ Athos I entraîne le déversement de 995 m³ de pétrole brut dans la rivière Delaware et certains de ses affluents (New Jersey). Les activités récréatives, l'habitat benthique subtidal, les oiseaux et autre faune sauvage ainsi que les rivages ont été impactés. Les habitats présents le long du rivage impacté sont les digues, les substrats sablonneux/boueux, les marais, la zone intertidale, l'estran et le substrat brut. Parmi l'ensemble des milieux impactés, la surface totale de marais touchée par cette pollution est de 116,5 acres. Sur cette surface le degré de couverture par la pollution, et par conséquent la vitesse de récupération de ce milieu, varient. Les impacts sur les marais ont été estimés essentiellement à partir de : 1) la faune qui a été étouffée par la marée noire, 2) la persistance de pétrole dans les sédiments dans les zones fortement touchées, et 3) l'exposition à la pollution des habitats adjacents aux marais.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 139

Les principaux services rendus par les marais sont les suivants : production primaire, habitat pour les poissons et crustacés (juvéniles et adultes), support à la chaîne alimentaire, stabilisation des sédiments, production de poissons et de crustacés, filtration de l'eau.

Les *trustees* ont décidé de ne pas mettre en œuvre des mesures de restauration primaire pour accélérer le retour à l'état initial des marais (cas identiques pour les autres habitats de la catégorie « rivages »). Ils ont, en effet, estimé à partir d'observations réalisées durant l'évaluation du dommage et de jugements d'experts, que le fait de mettre en place une restauration primaire ne permettrait pas d'accélérer, de manière significative, le retour à l'état initial. Néanmoins, des actions de nettoyage ont été mises en œuvre.

Les pertes de services, subis par les marais (ainsi que pour les autres habitats de la catégorie « rivages ») ont été estimés à l'aide la méthode Habitat Equivalency Analysis (HEA).

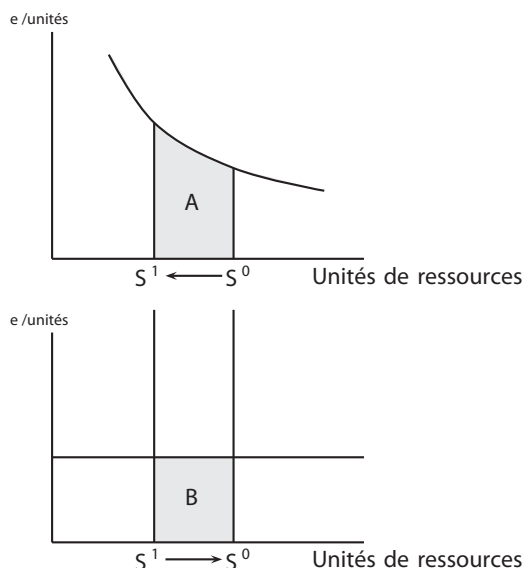
Le rapport de la NOAA sur la restauration des dommages liés à l'accident de l'Athos ne mentionne pas le(s) service(s) précisément retenu(s) pour l'estimation des pertes. Il est simplement mentionné que l'estimation des pertes de services a été basée sur les observation de la persistance du pétrole sur les habitats intertidaux. Par ailleurs, le rapport ne mentionne pas non plus le ou les métriques utilisées pour évaluer les pertes de services. Le tableau ci-après présente le nombre d'acres de marais impactés et le nombre de DSAYs perdus :

Couverture pétrole	Surface impactée (acres)	DSAYs
très léger	51,83	11,47
léger	40,89	22,54
modéré	17,22	16,68
élevé	6,53	9,33
Total	116,47	60,02

Le nombre de service-acres-années actualisés perdus s'élève à 60,02 (actualisation à 3 % à partir de 2006). Ce nombre a ensuite été réévalué à la baisse. En effet, l'évaluation des dommages aux littoraux a été estimée en partant de l'hypothèse que les rivages fournissaient 100 % de services. Or, il est apparu que les rivages n'en fournissaient que 90 %. Par conséquent, les pertes sont plus faibles qu'elles ne l'étaient initialement, ce qui conduit à diminuer la valeur des pertes exprimées en DSAYs. Pour le cas des marais, la perte a donc été réévaluée à 54 DSAYs.

Au final, l'ensemble des atteintes aux habitats de la catégorie « rivages », c'est-à-dire aux digues (27 DSAYs), substrats sablonneux/boueux (32 DSAYs), marais (54 DSAYs), zone intertidale (46 DSAYs), estran (929 DSAYs) et substrat brut (114 DSAYs) a été compensé par (1) la restauration de 34,2 acres de marais littoraux saumâtres et (2) la restauration de 0,9 acre de prairies et zones humides d'eau douce à proximité de la zone impactée. Les coûts de ces opérations, respectivement 7016065 \$ et 643271 \$, sont à la charge de l'entreprise reconnue responsable de la pollution.

Le Graphique 5 illustre la différence entre ces deux approches. L'offre de ressources naturelles, suite à l'incident, passe de S^0 à S^1 . L'aire A, illustre la perte monétaire associée à la perte de ressources naturelles. Le graphique du bas illustre l'approche du coût de remplacement. Les pertes de valeurs ne sont pas prises en compte. La détermination de la compensation adéquate dépend ici du niveau de provision de ressources naturelles (vs. paie-



Graphique 5. Valeur attribuée par le consommateur vs Approche du coût de remplacement (d'après Hampton et Zafonte [2005])

ments monétaires) qui compense la société pour ce qui a été perdu. Le coût pour offrir la compensation devient alors l'estimation du dommage. Comme l'illustre ce graphique, rien ne permet d'assurer que la valeur attribuée par le public (aire A) soit équivalente au coût de remplacement (aire B), d'autant plus si on a affaire à des ressources rares (pente de la courbe du graphique du haut plus forte).

Dans les faits, ces deux méthodes sont principalement utilisées pour évaluer les pertes (et compensation) de services récréatifs. L'approche valeur-valeur étant jugée trop coûteuse ou trop lourde à mettre en œuvre, on utilise le plus souvent la méthode des coûts de remplacement pour mesurer le montant de la compensation nécessaire. Les pertes subies par le public en raison d'une perturbation (le plus souvent temporaire) de la pratique des activités récréatives s'estiment le plus souvent en appliquant une approche qui s'articule en 4 étapes. Les trois premières portent sur la quantification des pertes tandis que la dernière s'intéresse à leur compensation au moyen de mesures de restauration.

2.2.1. Identification des types d'usages affectés

La première phase de l'évaluation cherche à identifier les types d'usages affectés par la pollution. Cette phase consiste à recenser les différentes activités humaines non marchandes liées à l'environnement qui sont pratiquées dans la zone impactée. Elle conduit ensuite à apprécier la mesure dans laquelle la pratique de ces activités a été affectée du fait de la pollution,

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 141

afin de constituer une liste des usages humains dont la quantification des pertes s'avère nécessaire.

On observe en pratique que les usages récréatifs d'un site naturel sont très variés, de même qu'ils diffèrent d'un site à un autre. Les évaluateurs n'établissent généralement pas de liste complète et exhaustive des usages affectés, dont il faudrait quantifier les pertes usages par usages. Les usages affectés sont le plus souvent regroupés en plusieurs catégories, le calcul des pertes se faisant alors catégorie par catégorie.

La quantification des atteintes aux usages récréatifs se fait à partir de la fréquentation des sites naturels et de la pratique des usages récréatifs. L'unité de compte est alors le nombre de visites des sites naturels. Trois types d'impacts aux usages récréatifs sont souvent distingués. Certains individus renoncent parfois, du fait de la pollution, à pratiquer certains usages aussi fréquemment que si la pollution n'avait pas eu lieu. La perte de services récréatifs s'apparente alors à une baisse du nombre de visites, autrement des visites perdues (*lost trips*). D'autres individus peuvent choisir de visiter avec la même fréquence les sites naturels impactés. Ces individus supportent toutefois des pertes de bien être dans la mesure où les services naturels dont ils profitent dans ces conditions sont de qualité moindre que si la pollution n'avait pas eu lieu (*degraded trips*). Enfin, certains individus peuvent préférer se reporter vers d'autres sites récréatifs que ceux, impactés, qu'ils auraient fréquentés en l'absence de pollution (*substitute trips*). Ce report vers des sites de second choix (dans la mesure où ces sites n'auraient pas été choisis s'il y n'avait pas eu de pollution) s'apparente également à une perte de services, qu'il convient de prendre en compte lorsque cela est nécessaire.

2.2.2. Quantification de la baisse de services

La quantification des visites perdues consiste à comparer la fréquentation des sites naturels et la pratique de usages effectivement observée à la suite de la pollution à celle qui l'aurait été en l'absence de pollution (scénario sans pollution). Cette approche nécessite d'assurer un suivi précis des usages humains à la suite de la pollution, en mettant en place un protocole de suivi *ad hoc*. Ce protocole peut incorporer des suivis aériens. Le suivi précis des usages humains à la suite de la pollution n'est pas seulement utile pour quantifier les baisses de visites, elle est également indispensable pour quantifier les baisses de bien-être supportées par les individus ayant pratiqués des activités récréatives à la suite de la pollution.

L'approche oblige également à déterminer le scénario sans pollution, c'est-à-dire inférer ce qu'aurait été la pratique des usages récréatifs en l'absence de pollution. Cette étape est particulièrement délicate car reposant *de facto* sur un certain nombre d'hypothèses. En pratique, différentes approches sont mobilisées pour inférer ce qui se serait passé en l'absence de pollution.

2.2.3. Monétarisation des pertes de services

Une fois la baisse de fréquentation estimée, le nombre de visites perdues ou modifiées est multiplié par une valeur unitaire, exprimant en unités monétaires la valeur économique accordée à une visite (cette valeur correspond au consentement à payer pour bénéficier du service en question).

Cette valeur est déterminée de différentes manières selon les cas de figure. En priorité, les experts chargés de l'évaluation des dommages cherchent à s'appuyer sur des études existantes pour inférer une valeur monétaire de référence, en appuyant la technique des transferts de bénéfices (Rozan et Stenger [2000]). Cette priorité tient au fait que la technique des transferts de bénéfices est souvent plus rapide et moins onéreuse à mettre en œuvre que le fait de conduire une étude économique *ad hoc*. Néanmoins, des études spécifiques s'avèrent parfois inévitables, en particulier lorsqu'il n'existe pas dans la littérature d'études passées pouvant servir de référence, ou lorsque la référence à des études existantes ne paraît pas pertinente au regard des spécificités du cas de pollution en question.

A l'issue de cette troisième étape, une valeur monétaire globale est obtenue, correspondant à la valeur monétaire des services récréatifs perdus du fait de la pollution. Cette valeur sert de référence pour la quatrième étape.

2.2.4. Détermination des mesures de restauration compensatoires

La quatrième étape consiste à élaborer le type et l'ampleur des mesures de remise en état qui permettront de compenser le public pour les pertes évaluées à l'étape précédente.

Comme vu précédemment, en principe, deux approches sont offertes aux évaluateurs. La première, dénommée valeur-valeur, consiste à définir des mesures de restauration (c'est-à-dire des mesures positives pour l'environnement ou, souvent, pour les usages humains) susceptibles d'apporter des services récréatifs dont la valeur serait du même ordre que celle calculée à l'étape 3. Bien que qualifiée de prioritaire, cette approche constitue un exercice à la fois onéreux, nécessitant du temps et soumis, inéluctablement, à une certaine imprécision. La seconde approche, qualifiée de valeur-coût, consiste à définir le type et la taille des mesures de restauration compensatoire de manière à ce que le coût global des mesures de remise en état égalise la valeur des dommages quantifiées à l'étape 3.

En pratique, l'approche valeur-coût conduit les évaluateurs à imaginer différents types de mesures de remise en état, et à n'en retenir qu'un certain nombre, permettant conjointement de compenser les pertes de services valorisées à l'étape précédente. Le plus souvent, la compensation de ces services se fait par la mise en place de plusieurs, et non pas un seul, type de mesure compensatoire. En outre, les types de mesures retenus n'ont pas toujours pour effet de générer des services du même type exactement que

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 143

ceux perdus. Une certaine substituabilité est donc admise en pratique, entre la nature des services environnementaux perdus et ceux apportés par les mesures de remise en état, comme l'indique le Tableau 3⁹.

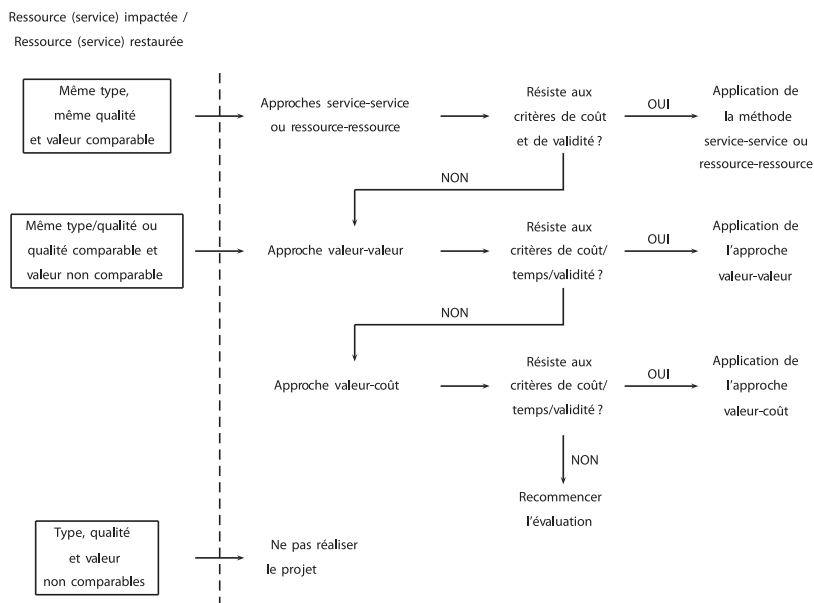
Tableau 3. Exemples de projets de compensation pour pertes de services naturels

Accident	Activités récréatives impactées	Mesures compensatoires
Athos (26/11/04) (NOAA <i>et al.</i> [2009])	Pêche récréative (poissons, crabes), chasse au gibier d'eau, plaisance	Amélioration d'une rampe pour bateaux, installation d'un brise-lames, amélioration des pistes
Barge Berman (07/01/94) (TETRA TECH [2006])	Usage récréatif de la plage, jouissance d'un site historique	Acquisition de terres pour conservation, amélioration des parcours de promenade, restauration d'une réserve d'eau, nettoyage et stabilisation des murs extérieurs du site historique
Chalkpoint (07/04/00) (NOAA <i>et al.</i> [2002a])	Baignade, plaisance, pêche récréative, usage du littoral	Mise à disposition de rames (canoë/kayak) dans les campings, rampe de mise à l'eau pour kayak et canoë, amélioration des loisirs, rampe à bateaux, projet éducatif, jetée pour la pratique de la pêche, zones d'accès en bateau
Command (26/09/98) (USFWS <i>et al.</i> [2003])	Activités liées à la plage	Amélioration de l'accès aux plages (marches), remplacement d'une esplanade et d'un escalier fortement dégradés, acquisition d'un terrain de 49 acres afin d'améliorer le chemin côtier et l'accès à la côte
Kuroshima (26/11/97) (NOAA <i>et al.</i> [2002b])	Prospection sur la plage, pêche de clams, camping, baignade, pique-nique, randonnées (pédestres et cyclistes), pêche sportive et observation de la faune sauvage	Mise en place d'installations de camping accessibles au public, éducation environnementale, nettoyage des plages

9. L'ensemble des cas évoqués sont présentés sur le site du *Damage Assessment, Remediation & Restoration Program* de la NOAA : www.darrp.noaa.gov

2.3. Le choix de la méthode de dimensionnement du projet de restauration compensatoire

Le choix des projets de restauration – et donc de fait des méthodes qui seront utilisées – dépendent des ressources et/ou services impactés. Les projets de restauration peuvent être distingués selon qu'ils soient capables (ou non) de procurer des ressources et/ou services écologiques de même type, de même qualité et de valeur comparable (en termes de bien-être) que ceux initialement fournis par le milieu. En fonction de cela, sera opéré le choix de la méthode de dimensionnement du projet de restauration. La démarche logique qui doit être suivie est la suivante :



Graphique 6. Choix de la méthode de dimensionnement (d'après NOAA [1997])

Comme on peut le voir sur le Graphique 6, le choix de la méthode à appliquer se fonde principalement sur les trois critères suivants (NOAA [1997]) :

1. *Pertinence* : Le critère de pertinence est surtout utile pour le choix de l'approche. Si l'action offre des services de type, de qualité et des valeurs comparables à ceux perdus, alors il peut être envisageable d'utiliser la méthode service-service ou ressource-ressource. Sinon, l'approche par la valeur semble plus appropriée.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 145

2. *Coût*: Les gains d'information et de précision associés à l'usage de méthodes plus complexes doivent être mis en perspective avec les coûts supplémentaires (argent et temps) que celles-ci entraînent.

3. *Validité et fiabilité*: La validité et la fiabilité nécessitent que les méthodes de dimensionnement utilisées soient appropriées au niveau de précision que le contexte requiert.

3. Une forte dépendance des méthodes aux hypothèses

Il est généralement considéré que les méthodes service-service et ressource-ressource fournissent des résultats relativement « fiables » lorsque : une origine unique à l'atteinte à l'environnement est constatée, les espèces rares sont peu impactées, les impacts sont de tailles petites à moyennes, la période d'impact est relativement courte, il existe des données sur l'état initial du site qui a été endommagé, un service de l'habitat est touché, un service similaire peut être créé ou amélioré sur un autre site, la période de restauration compensatoire est relativement courte (Dunford *et al.* [2004]).

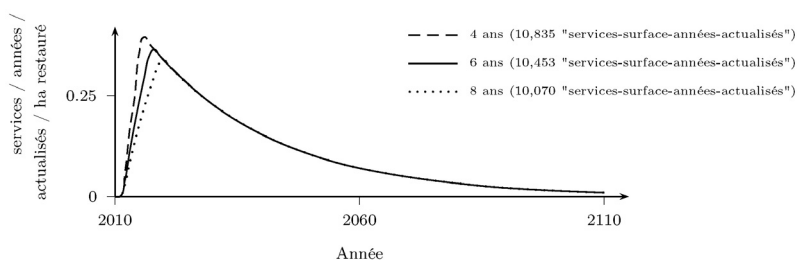
Toutefois, les hypothèses, sur lesquelles reposent les méthodes présentées, ne sont pas toujours vérifiées ou vérifiables. Elles peuvent ainsi se révéler trop réductrices et être source de controverse. Ainsi, comme le montrent Dunford *et al.* [2004] sur le cas du Bravo River Spill, même une petite modification de l'un des paramètres pris en compte dans l'HEA peut conduire à une variation relativement forte de la compensation exigée.

3.1. Connaissances scientifiques sur les écosystèmes

Une des difficultés majeures à la mise en œuvre des méthodes S-S et R-R est le manque de connaissances scientifiques sur les écosystèmes. En effet, pour réparer et compenser, il est nécessaire d'avoir un état des lieux de l'écosystème avant l'impact. Or, cet état initial est rarement renseigné. Pour remédier à ce problème, une des solutions consiste à utiliser des données provenant d'un écosystème équivalent situé sur un site différent. Outre la nécessité d'avoir un état initial, il faut également avoir une connaissance du fonctionnement de l'écosystème dégradé : sa régénération naturelle, le niveau des services rendus, etc. Il en est de même pour les services naturels mis en place pour compensation. Comme l'illustre le Graphique 7, selon le temps pris par l'écosystème pour atteindre sa maturité (fonction linéaire) les « services-surface-années actualisés » varient de 10,070 à 10,835, c'est-à-dire dans le cas qui nous concerne, une superficie du projet de compensation comprise entre 4,59 et 4,94 hectares.

3.2. Proxy/métrie

L'utilisation d'une seule ressource ou service comme proxy représentative de l'écosystème endommagé est jugée trop réductrice. Par ce procédé, on simplifie très fortement les multiples fonctions et services rendus par les écosystèmes. Utiliser une proxy basée sur une ressource ou un service pose problème quant à la représentativité des écosystèmes complexes telles que les zones humides côtières qui sont source d'une grande variété de services (par exemple, retenue des sédiments, filtration de l'eau, habitat pour les poissons adultes et juvéniles) Comme le montre le Tableau 4, la surface à restaurer peut donc varier selon le choix de la métrique supposée représentative des services du milieu impacté (Strange *et al.* [2002]). Cette limite peut être atténuée par le recours à des proxys composites (Dunford *et al.* [2004]) c'est-à-dire des indices comprenant plusieurs ressources et/ou services et leur niveau de qualité respectif. Par ailleurs, choisir une proxy non représentative de l'écosystème dégradé peut conduire à une sur ou à une sous estimation du projet de restauration.



Graphique 7. sensibilité à l'année de maturité du projet de restauration

Tableau 4. Comparaison des résultats d'un calcul HEA selon le choix de la métrique (Strange *et al.* [2002])

Variable du modèle HEA	Production Primaire	Habitabilité	Azote du sol	Chaîne alimentaire	Production secondaire
Métrique	Densité de tiges	Structure de la canopée	Nutriments du sol et de l'eau interstitielle	Endofaune	Densité de poissons et de biomasse
Années nécessaires pour que la restauration compensatoire soit complète	3	10	25	15	3
% de services initiaux récupérés à la fin de la restauration compensatoire	100	75	50	100	50
Valeur par acre de la restauration compensatoire	19,87	12,66	6,13	15,11	9,93
Surface (acres) de restauration compensatoire nécessaire	25,0	38,5	83,4	33,3	50,0

3.3. Ratio d'équivalence

Les ratios d'équivalence permettent de déterminer un taux de conversion deux habitats lorsque le projet restaure un habitat quelque peu différent de l'habitat impacté (Fonseca *et al.* [2000], Dunford *et al.* [2004], English *et al.* [2009]). En insérant les valeurs associées respectivement au service (ou ressource) dégradé (v_I) et au service (ou ressource) restauré (v_R), la dimension du projet de restauration se calcule alors de la façon suivante :

$$A_R = \frac{v_I}{v_R} A_I \frac{\sum_{t=1}^{T_I} (1+r)^{-t} I_t}{\sum_{t=1}^{T_R} (1+r)^{-t} R_t} \quad [3]$$

Le terme v_I/v_R contrôle les différences de valeur entre les unités utilisées pour mesurer les pertes et les unités utilisées pour mesurer les gains. Comme dans l'équation 2, ce ratio est implicite (*in-kind restoration*), lorsque une perte de marais est compensé par l'accroissement d'un autre marais et le rapport 1/1 est retiré de l'équation (NOAA *et al.* [2009]). D'autres fois, ce ratio est explicite (*out-of-kind restoration*), comme lorsqu'une perte de substrat sablonneux et boueux est remplacée par l'expansion d'un marais et que l'on considère que ce dernier a une valeur inférieure d'un facteur de 2,5 (NOAA *et al.* [2009]). Les conversions peuvent être calculées en utilisant la productivité relative de deux (ou plus) habitats. On recherche alors une substitution en unité physique. Cela pose toutefois la question des unités physiques que l'on peut considérer comme substituables pour *in fine* avoir l'équivalence. D'autres fois, ces gains et pertes sont explicitement évalués en termes monétaires.

L'utilisation de ratio d'équivalence pose également question. Ce type de ratio compare deux habitats similaires mais non identiques sur la base d'un service fourni par chacun des habitats. Là encore, on restreint les habitats à la production d'un service alors qu'ils sont source de services et fonctions variés. De plus, les ratios d'équivalence peuvent être basés sur des jugements d'experts ce qui peut être source de discussion.

4. Discussion

On ne peut donc dissocier l'intérêt porté depuis peu aux méthodes d'équivalence, en France, de la promulgation de la LRE en 2008. En effet, la directive européenne 2004-35 (dont la loi LRE est la transposition) met en avant les méthodes d'équivalence et rend leur usage prioritaire sur celui des méthodes d'évaluation économique des biens non-marchands. Cependant, il ne faut pas y voir une « *disqualification* » des méthodes économiques classiques mais plus certainement la promotion d'une méthode – ou tout du moins d'une logique – plus adaptée à l'objectif recherché, à savoir la compensation naturelle.

4.1. La réparation pécuniaire du dommage : les pratiques en usage

Face à la difficulté, fréquemment rencontrée, de réparer en nature, le juge a jusqu'ici le plus souvent opté pour la réparation pécuniaire. Cette répara-

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 149

tion apparaît, pour certains, peu adaptée d'une part parce que la monétarisation des biens environnementaux peut s'avérer un exercice difficile et d'autre part parce que, étant donné le principe de libre affectation des dommages et intérêts, ceux-ci ne seront pas affectés à l'environnement.

Pour la monétarisation des biens environnementaux, les méthodes économiques mobilisables sont diverses. Actuellement, en France, leurs domaines d'application sont nombreux : Directive Cadre sur l'Eau, appui au développement des schémas d'aménagement et de gestion de l'eau, protection des zones humides,... On distingue notamment les méthodes basées sur des coûts de celles basées sur les préférences. Les premières reposent sur les coûts permettant de maintenir les services rendus par les écosystèmes ou les espèces, que ce soient les coûts de remplacement, les coûts évités, les coûts de restauration ou les coûts de relocalisation. Les secondes tendent à révéler les préférences individuelles pour un bien environnemental donné de manière indirecte, en observant les comportements (préférences révélées), ou de manière directe, en interrogeant les individus (préférences déclarées). *A priori*, ces dernières sont les seules qui permettent de rendre compte de la valeur d'usage et de non-usage de l'environnement.

Il est à noter que les méthodes d'évaluation économique du dommage environnemental (par préférences déclarées ou révélées) n'ont jusqu'ici jamais été utilisées en France (ni même en Europe) pour évaluer un préjudice écologique devant un tribunal. Au mieux, ce type de méthode a été utilisé « à titre indicatif » par les avocats des parties civiles comme ce fut le cas avec l'étude conduite par F. Bonnieux dans le cas du naufrage de l'Erika¹⁰¹¹. Il semble néanmoins erroné d'en conclure que celles-ci sont, de fait, invalidées ou disqualifiées par la justice. En effet, comme le note le CAS [2009] « *contrairement à ce que l'on pourrait imaginer, le juriste n'a pas a priori d'états d'âme pour tout convertir en valeur monétaire* ». Il est de plus utile de rappeler que les juges statuent sur la base des évaluations qui leur sont proposées par les parties « victimes » or jusqu'à présent aucune n'a choisi de présenter d'évaluation du préjudice sur la base des méthodes de préférences déclarées. Si dans certains cas, cela peut s'expliquer par une « *réticence face à [la] commodification de la nature* » (Gobert [2010]), d'autres explications peuvent être proposées.

Certains insistent sur la difficile articulation entre les catégories juridiques habituelles de préjudices et les catégories économiques de dommages. Il existe en effet un décalage important entre les concepts juridiques mis en avant au sujet des dommages à l'environnement (préjudices moral, atteinte à l'image de marque,...) et les concepts économiques qui fondent les méthodes d'évaluation non marchandes (valeur économique totale, valeur d'usage et de non-usage,...) (Hay [2007]).

10. A la demande de l'Association Interrégionale Ouest Littoral Solidaire (AIOLS), F. Bonnieux a conduit une « *Evaluation économique du préjudice écologique causé par le naufrage de l'Erika* » (2006). Son travail a abouti à une évaluation des dommages proche de 100 millions d'euros, soit une valeur du même ordre que les dépenses de nettoyage et de restauration.

11. Selon Gobert [2010], ce type d'études « *servent avant tout de levier, de « révélateur », d'argument pour les associations environnementales ou de défense des riverains [...]* ».

150 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

D'autres pointent les limites prêtées à ces méthodes qui, pour certaines, pourraient faire douter les demandeurs quant à leur capacité à emporter la conviction d'un juge. Parmi les raisons souvent invoquées on citera principalement : fiabilité, subjectivité ou difficulté à déterminer la population de référence à partir de laquelle calculer la perte de bien-être (Kontoleon *et al.* [2002]). Le coût élevé de telles études est aussi un frein à leur utilisation.

Au final, comme le souligne le Pr Viney (cité par Memlouk [2010]), « *c'est à la fois l'anarchie et l'arbitraire* » qui caractérisent l'évaluation par le juge. Parmi les méthodes retenues pour évaluer le préjudice, on distingue généralement trois grandes catégories de méthodes (Tutenuit et Stehlin [2009]) :

1. *l'évaluation forfaitaire du dommage* consiste à attribuer un montant par hectare, animal ou m³ d'eau. Cette évaluation peut s'appuyer sur des barèmes officiels (ou jurisprudentiels) tel que celui de l'Office national de la chasse et de la faune sauvage (ONCFS) qui propose des valeurs de référence pour une trentaine d'espèces de gibier¹² sur la base des frais nécessaires au remplacement des animaux. Toutefois, bien souvent, les décisions reposant sur une évaluation forfaitaire se font sans précision particulière quant aux raisons de la somme attribuée.

2. *les coûts de la remise en état ou de la restauration in situ* comme ce fut le cas lors du calcul des dommages et intérêts dus par les cueilleurs de génépi au sein du Parc national du Mercantour. Le tribunal de Grande Instance de Digne a en effet estimé les dommages et intérêts dus par les cueilleurs en se basant sur le coût d'une intervention qui aurait pour but de repiquer des plants de génépi (ayant les mêmes caractéristiques génétiques) sur le site et assurer leur suivi.

3. *le budget dépensé en pure perte pour gérer les biens naturels qui ont été détruits*. Cela peut aussi bien concerner le budget d'un parc national consacré à la gestion et à la protection de chamois dans le cas du jugement d'un braconnier que le montant d'une taxe départementale sur les espaces naturels sensibles rapporté à la surface impactée comme ce fut le cas du pétrolier Erika.

Aussi imparfaites (ou imprécises) que puissent paraître ces méthodes, il est à noter que, jusqu'ici, elles ont eu moins pour objet de déterminer la réparation d'un préjudice causé à l'environnement que la réparation d'un préjudice causé à l'homme. En effet, l'objectif était, bien souvent, moins celui de déterminer quelle est la perte de valeur économique associée à la dégradation (temporaire ou naturelle) d'un actif naturel que de réparer un préjudice moral ou matériel¹³. Les dommages et intérêts versés n'avaient aucune vocation à être utilisés à des visées environnementales.

12. http://www.oncfs.gouv.fr/IMG/pdf/Bareme_valeur_gibier_19062012.pdf

13. Des dommages-intérêts ont d'ailleurs été évalués sur la base de ces coûts de restauration et versés aux plaignants qui avaient engagé ces sommes (coût de la restauration).

4.2. La réparation en nature et les méthodes d'équivalence

Du point de vue des juristes, « *le préjudice résidant dans les dégradations subies par l'environnement, il va de soi que le meilleur moyen de le réparer consiste à les supprimer* » (Boutonnet [2010]). La LRE s'inscrit bien dans cette logique puisqu'elle cherche à éviter la perpétuation des atteintes, en mettant à la charge financière et juridique de l'auteur d'une atteinte l'obligation de payer le coût des travaux de remise en état ou d'équivalence naturelle. Ce faisant, non seulement elle propose une réparation exacte du dommage mais elle permet également d'éviter la confusion liée au recours au préjudice moral et à la non affectation des dommages et intérêts (D & I) à l'environnement¹⁴. Cet accent nouveau mis sur la compensation naturelle, et la construction d'un étalon commun qu'elle suppose, expliquent l'intérêt porté aux méthodes d'équivalence.

La monnaie permet de réduire les multiples dimensions d'impacts environnementaux complexes à la seule dimension monétaire (Hardelin *et al.* [2010]) et à ce titre, peut être utilisée comme étalon commun. Aujourd'hui, l'évaluation économique cherche le plus souvent à s'appuyer sur le cadre d'analyse du *Millenium Ecosystem Assessment*, devenu central aussi bien dans la sphère scientifique que politique (Bateman *et al.* [2011]). Celui-ci intègre les services écosystémiques (services d'approvisionnement, de support, de régulation, culturels). C'est d'ailleurs sur ce cadre que s'appuie le CAS [2009] dans ses travaux visant à « *définir des indicateurs ayant la dimension de prix, reflétant les pertes de services subies par la société du fait de la destruction, de la dégradation ou de la perturbation d'écosystèmes par des projets définis* ». Néanmoins ce cadre est sujet à de nombreuses critiques. D'une part, il souffre encore à l'heure actuelle d'une portée peu opérationnelle et d'un risque de double compte (Wallace [2007], Boyd et Banzhaf [2007]). D'autre part, en l'état actuel des connaissances et de la disponibilité des données, seules des évaluations pour un nombre très limité de services écologiques fournis par la biodiversité dans un contexte socio-économique donné peuvent être proposées. A ce jour, la question de la valeur des services écosystémiques fondée sur les travaux du *Millenium Ecosystem Assessment* ne semble donc pas encore totalement stabilisée.

Au-delà des réticences que la monétarisation peut engendrer, elle n'a « *a priori d'intérêt que si l'on veut échanger sur un vaste marché et envisager une substitution d'éléments de bien-être* » (CAS [2009]). C'est pourquoi, dans le cas qui nous intéresse, à savoir la réparation d'un préjudice *via* la réalisation d'échanges dans un territoire relativement limité et portant sur des éléments assez comparables, il semble possible d'avoir recours à d'autres métriques que l'argent pour compenser la perte de ressources natu-

14. Si à l'avenir cette option n'était pas retenue, alors l'affectation des D & I à une action particulière voire la création de fonds destinés à la protection de l'environnement alimentés par les D & I pourrait être souhaitée. Ces fonds pourraient être gérés par des organismes spécialisés selon les impacts environnementaux.

relles (CAS [2009]). De ce point de vue, les méthodes d'équivalence ont deux avantages. D'une part, elles permettent de se positionner dans un contexte de durabilité forte (faible substituabilité des différentes formes de capitaux) car elles impliquent d'avoir des équivalences en unités physiques (pas de pertes nettes) (Roach et Wade [2006]). D'autre part, ce sont des méthodes générales, non spécifiques à un habitat ou une espèce particulière qui peuvent par conséquent être appliquées à une grande variété d'atteintes. Les méthodes d'équivalence peuvent donc constituer un outil de preuve efficace, permettant d'obtenir une approximation de la restauration nécessaire pour compenser un dommage environnemental. Enfin, ces procédures ont pour objectif de restaurer un dommage environnemental mais pas à n'importe quel prix. Les projets de restauration sont sélectionnés suivant leur rapport coût/efficacité. Les projets retenus sont ceux apportant la meilleure restauration possible à un coût raisonnable. D'ailleurs, le CAS [2009] recommande l'usage de ces méthodes dans le cas de la réparation de dommage *ex post*.

Du point de vue de l'économiste, le raccourci parfois fait entre équivalence écologique et équivalence en termes de bien-être peut paraître abusif. Bien que Zafonte et Hampton [2007] indiquent que sous des conditions relativement simples l'équivalence écologique est une solution également satisfaisante du point de vue du bien-être, cela paraît peu probable. En effet, ces méthodes ne permettent pas de prendre en considération de manière satisfaisante les dimensions prises en compte par les valeurs de non-usage (valeurs patrimoniales et valeur d'existence) ni celles incluses dans les valeurs d'options (usage futur). En cela, elles ne permettent pas de prendre en compte la valeur économique totale de l'environnement endommagé.

De plus, parce que la méthode service-service (ou ressource-ressource) produit des résultats quantitatifs elle peut laisser penser à tort à une certaine « exactitude » de la mesure des dommages écologiques et des mesures de compensation. Elle ne peut donc être un outil complètement satisfaisant du point de vue de l'écologue. Au delà des limites liées à leur dépendance aux hypothèses, les méthodes visant l'équivalence écologique souffrent de certains biais (Quétier et Lavorel [2011], Bull *et al.* [2012]). Par exemple, elles peinent à prendre en compte, de manière satisfaisante, dans l'évaluation des pertes et des gains les phénomènes de fragmentation et de connectivité écologiques, ou encore le caractère stochastique de l'évolution des écosystèmes. De plus, le cadre méthodologique utilisé par les méthodes S-S et R-R, faisant plutôt appel aux notions d'habitat et d'espèces, peine encore à prendre en compte de manière satisfaisante l'ensemble des services écologiques tels que recensés par le *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA). La tendance à réduire la mesure d'un impact au suivi d'une métrique unique (ou une métrique composite) peut entraîner la négligence de certains services écosystémiques (English *et al.* [2009]).

Les méthodes doivent donc avant tout être considérées comme des outils encourageant un dialogue (voire une négociation) entre les différentes parties prenantes : préfets, collectivités territoriales, services déconcentrés de l'État, Etablissements publics (ONEMA, Agences de l'Eau, Conservatoire du Littoral,...), experts scientifiques, association de protection de l'environnement,... Ils peuvent concourir à définir les indicateurs pertinents permettant

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 153

de rendre compte de l'état initial du niveau de services et/ou de ressources ainsi que la forme de la courbe de régénération naturelle.

Notons par ailleurs que les méthodes S-S et R-R ne sont pas les seules méthodes non monétaires permettant d'évaluer des mesures de compensation. On citera notamment la méthode *Habitat Evaluation Procedures* (HEP) qui quantifie la valeur d'habitat disponible pour un ensemble d'espèces sauvages dans une zone géographique donnée. Cette valeur d'habitat, exprimée en unités d'habitat (*Habitat Units*, i.e. HU) est le produit de la quantité (aire) et de la qualité d'habitat (exprimée en termes d'*Habitat Suitability Index* (HSI) dont la valeur est comprise entre 0 et 1). Pour exemple, dans le cadre d'une évaluation *ex ante*, Dumax et Rozan [2011] adaptent la HEP pour mieux prendre en compte les services écosystémiques en remplaçant les index d'habitat par des indices de services écosystémiques.

4.3. Les problèmes de mise en œuvre de la compensation

Bien que ces méthodes soient mises en œuvre aux États-Unis depuis plusieurs décennies, leur application en France n'en est qu'au stade embryonnaire et soulève encore certaines interrogations.

Tout d'abord, à l'heure actuelle, le principe même de la compensation en nature est encore mal maîtrisé. Ainsi, par exemple, la question des « mesures compensatoires » (pourtant très présente dans les textes réglementaires et législatifs) semble encore mal appréhendée par les maîtres d'ouvrage. Comme le note le rapport de l'Autorité Environnementale¹⁵ pour l'année 2010 « *les mesures de compensation se limitent en général à des propositions forfaitaires en surface de reconstitution portant sur des milieux comparables aux milieux détruits, sans aucune justification argumentée sur les ratios retenus. On est donc bien loin des développements théoriques sur l'appréciation du maintien des services écosystémiques [...]* » (AE [2010]).

De plus, comme le souligne Quétier [2012], au delà de la question de la mesure et du dimensionnement de l'équivalence écologique la question des méthodes d'ingénierie écologique (et de leur efficacité) mobilisables pour mettre en œuvre cette compensation est soulevée. De même, une amélioration de la connaissance des milieux naturels (relations processus-fonctions-services, indicateurs de fonctionnement des écosystèmes,...) est nécessaire. Ensuite, une attention particulière doit être portée à l'efficacité de l'usage qui peut être fait des moyens financiers pour viser la compensation la plus efficace et la plus pérenne qui soit. Ainsi, une réflexion quant à l'organisation des différents projets de compensation est nécessaire pour faire en sorte que celle-ci soit la plus efficace possible. En effet, « *la compensation « hors site », si elle se fait dans une zone écologiquement équivalente, n'est pas forcément un pis-aller par rapport à la compensation sur*

15. L'autorité environnementale a été créée par le décret n° 2009-496 du 30 avril 2009.

154 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

site : plutôt que de voir mettre en place une mosaïque de petits écosystèmes restaurés, elle permet d'envisager des opérations de « remembrement écologique », en concentrant les effets sur la restauration d'ensembles cohérents, comme, par exemple, des corridors écologiques » (CAS [2009]). Toutefois, une compensation « hors site », qui pourrait ne pas répondre à la demande de la population victime du préjudice, n'est pas toujours satisfaisante (Salles [2010]).

Enfin, comme le note le CAS [2009] « *si le droit accepte qu'un échange de biens puisse avoir lieu – ce qui est un préalable absolu –, l'interrogation devra nécessairement porter sur des questions de régulation de l'échange* ». Comme nous l'avons vu, l'efficacité des mesures compensatoires doit être assurée sur le long terme. Cela concerne aussi bien la mise en place d'indicateurs pour accompagner le suivi des projets de restauration, la « correction » de la mesure compensatoire si cela s'avère nécessaire, la sécurisation foncière du terrain (pour garantir que le terrain accueillant la mesure compensatoire ne soit pas affecté à d'autres usages). La question de la mise en place d'une autorité de régulation en charge de l'évaluation des mesures compensatoires et de leur mise en œuvre est donc centrale. Alimentée par des contributions de scientifiques ou de parties directement concernées, cette instance devrait être la garante de la légitimité de l'équivalence écologique. La complexité de la gestion de la compensation sur le long terme ou à l'échelle nationale incite à ce que la gestion de ces échanges se fasse à un niveau local ou régional (Tutenuit et Stehlin [2009])¹⁶.

Conclusion

L'évolution du droit interne ainsi que la promulgation de la loi de 2008 posent la question de la reconnaissance du préjudice écologique pur et du mode de réparation adéquat. Si, comme nous l'avons indiqué précédemment, les juridictions judiciaires ont jusqu'ici le plus souvent ordonné une réparation par équivalent monétaire, certains plaident, sur le modèle de la LRE, pour donner la priorité à la réparation en nature (le juge ayant alors un rôle équivalent à celui du préfet dans la LRE, à savoir l'organisation de la réparation en nature). La réaffirmation du principe de compensation a eu pour effet de faire naître un intérêt nouveau pour les méthodes d'équivalence. Ces méthodes qui s'appuient notamment sur la notion d'équivalence physique semble en effet être particulièrement adaptée à l'objectif assignée par la Directive 2004/35/EC dont la LRE est une transposition : la compensation naturelle des dommages environnementaux.

Si ces méthodes sont intéressantes pour leur efficacité opérationnelle, il pourrait toutefois être dangereux de les considérer systématiquement comme des alternatives à des études plus approfondies des impacts envi-

¹⁶. voir le guide méthodologique du Commissariat Général au Développement Durable : La loi responsabilité environnementale et ses méthodes d'équivalence, CGEDD, juillet 2012, 128 p.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 155

ronnementaux et économiques (Meyerhoff et Hartje [2008], Boyd [2010]). En effet, les méthodes d'équivalence produisent des résultats quantitatifs qui peuvent laisser penser à tort à une certaine « exactitude » de la mesure des dommages écologiques et des mesures de compensation. Elle doivent avant tout être considérées comme un outil facilitant les relations entre les différentes parties impliquées qui permet d'aboutir *in fine* à un objectif précis : la compensation en « nature ».

Si on semble privilégier la piste de la réparation en nature des dommages environnementaux, à l'heure actuelle la question de l'identification et de l'évaluation du préjudice demeure. Peut-être même, dans le futur, pour peu qu'elles surmontent leurs difficultés, les méthodes économiques d'évaluation des biens non marchands seront mobilisées pour constituer au côté de l'évaluation purement écologique un renforcement de la preuve, et de l'évaluation de l'ampleur, du « préjudice écologique pur » (Boutonnet [2012]), dont la reconnaissance est grandissante.

Références bibliographiques

- AUTORITE ENVIRONNEMENTALE (AE) [2010], Rapport annuel de l'Autorité Environnementale. Rapport, Conseil général de l'Environnement et du Développement durable, 34 p.
- BATEMAN I., MACE G. M., FEZZI C., ATKINSON G., TURNER K. [2011], « Economic Analysis for Ecosystem Service Assessments », *Environmental and Resource Economics*, 48(2), p. 177-218.
- BAS A., GAUBERT H. [2010], « La directive « Responsabilité environnementale » et ses méthodes d'équivalence », *Etudes & documents*, 19, avril 2010, Commissariat Général au Développement Durable, 174 p.
- BOUTONNET M. [2010], « La réparation du préjudice causé à l'environnement », *Hokkaido Journal of New Global Law and Policy*, 5, p. 67-109.
- BOUTONNET M. [2012], « Les chefs de préjudices causés à l'environnement » (p. 163-179) in NEYRET L., MARTIN G.J. (eds) *Nomenclature des préjudices environnementaux*, L.G.D.J., Lextenso éditions, 434 p.
- BOYD J. [2010], Lost Ecosystem Goods and Services as a Measure of Marine Oil Pollution Damages. RFF Discussion Paper 10-31, 22 p.
- BOYD J., BANZHAF S. [2007], « What are ecosystem services ? The need for standardized environmental accounting units », *Ecological Economics*, 63, p. 616-626.
- BULL J., SUTTLE K., GORDON A., SINGH N., MILNER-GULLAND E. J. [2012], « Biodiversity offsets in theory and practice », *Oryx*, à paraître.
- CENTRE D'ANALYSE STRATEGIQUE (CAS) [2009], Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis, 376 p.
- DUMAX N., ROZAN A. [2011], « Using an adapted HEP to assess environmental cost », *Ecological Economics*, 72, p. 53-59.
- DUNFORD R., GINN T., DESVOUSGES W. [2004], « The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessment », *Ecological Economics*, 48, p. 49-70.

156 — *Méthodes d'équivalence et compensation du dommage environnemental*

- ENGLISH E., PETERSON C., VOSS C. [2009], *Ecology and Economics of Compensatory Restoration*. Rapport, Coastal Response Research Center, University of New Hampshire, 189 p.
- FONSECA M. S., JULIUS B. E., KENWORTHY W. J. [2000], « Integrating biology and economic in seagrass restoration : How much is enough and why ? », *Ecological Engineering*, 15, p. 227-237.
- GOBERT J. [2010], « Ethique environnementale, remédiation écologique et compensations territoriales : entre antinomie et correspondances », *VertigO*, 10(1), avril 2010.
- HAMPTON S., ZAFONTE M. [2005], « Calculating Compensatory Restoration in Natural Resource Damage Assessments : Recent Experience in California » (p. 933-944) in MAGOON O. T., CONVERSE H., BAIRD B., JINES B., MILLER-HENSON M. (eds) *Proceedings of the California and the World Ocean 02 conference : Revisiting and revising California's ocean agenda*, American Society of Civil Engineers, 1430 p.
- HARDELIN J., KATOSKY A., MARICAL F. [2010], « Pourquoi et comment monétariser l'Environnement ? », *La Revue du CGDD*, Décembre 2010, p. 13-26.
- HAY J. [2007], « Procès Erika : la question du préjudice écologique », *Journal des Accidents et des Catastrophes*, 78.
- JONES C. A., PEASE K. A. [1997], « Restoration-Based Compensation Measures in Natural Resource Liability Statutes », *Contemporary Economic Policy*, 15(4), p. 111-122.
- KONTOLEON A., MACRORY R., SWANSON T. [2002], « Individual preference-based values and environmental decision making : should valuation have its day in court ? », *Research in Law and Economics*, 20, p. 179-216.
- LIPTON J., CALEWAERT J. B., OZDEMIROGLU E., JOHNS H., COX J., COLE S., KRISTROM B., REIRA P. [2008], *Resource Equivalency Methods for Assessing Environmental Damage in the EU. Toolkit*, Manuscrit, 120 p.
- LIPTON J., OZDEMIROGLU E., CHAPMAN D. J. (eds.) [2012], *Equivalency Methods for Environmental Liability in the European Union*, Springer, 325 p.
- MEMLOUK M. [2010], *Entreprise et dommage écologique : prévention, réparation, indemnisation*, Ed. Sa Lamy, 300 p.
- MEYERHOFF J., HARTJE V. [2008], « Are Economists becoming bystanders in natural resource damage assessment ? » (p. 21-43) in KUNDU A., VON HAUFF M. (eds.) *Environmental Accounting. Explorations in Methodology*, Manak Publications, 283 p.
- NOAA [1995], *Habitat Equivalency Analysis : An Overview*. Damage Assessment and Restoration Program, NOAA. Silver Spring, MD, 24 p.
- NOAA [1997], *Natural Resource Damage Assessment Guidance Document : Scaling Compensatory Restoration Actions (Oil Pollution Act of 1990)*. Damage Assessment and Restoration Program, NOAA. Silver Spring, MD, 143 p.
- NOAA [1999], *Discounting and the Treatment of Uncertainty in Natural Resource Damage Assessment*. Technical Paper 99-1. Silver Spring, MD, 35 p.
- NOAA, MARYLAND DNR, MARYLAND DE, USFWS [2002a], *Final Restoration Plan and Environmental Assessment for the April 7, 2000 Oil spill at Chalk Point on the Patuxent River, Maryland*. Rapport, Novembre, 79 p.
- NOAA, USFWS, USDI, ALASKA DFG, ALASKA DPN, Alaska DL [2002b], *Final Restoration Plan and Environmental Assessment for the M/V Kuroshima Oil Spill, Summer Bay, Unalaska, Alaska*. Rapport, Avril, 173 p.

Adeline Bas, Pascal Gastineau, Julien Hay, Harold Levrel _____ 157

- NOAA, USFWS, NEW JERSEY DEP, DELAWARE DNREC, PENNSYLVANIA DCNR, DEP, FBC, GC [2009], Final Restoration Plan and Environmental Assessment For the November 26, 2004, M/T *Athos I* Oil Spill on the Delaware River near the Citgo Refinery in Paulsboro, New Jersey. Rapport, Septembre, 252 p.
- OFIARA D. D. [2002], « Natural resource damage assessments in the United States : rules and procedures for compensation from spills of hazardous substances and oil in waterways under US jurisdiction », *Marine Pollution Bulletin*, 44(2), p. 96-110.
- OZDEMIROGLU E., KRISTROM E., COLE S., RIERA P., BORREGO D. A. [2008], Environmental Liability Directive and the use of economics in compensation, offsets and habitat banking. Technical report, Department of Forest Economics, SLU-Umeå, 31 p.
- PEARCE D., ATKINSON G., MOURATO S. [2006], *Analyse coût-bénéfices et environnement : développements récents*, Éditions OCDE, 351 p.
- PENN T., TOMASI T. [2002], « Calculating resource restoration for an oil discharge in Lake Barre, Louisiana, USA », *Environmental Management*, 29(5), p. 691-702.
- QUÉTIER F., LAVOREL S. [2011], « Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes : Key issues and solutions », *Biological Conservation*, 144(12), p. 2991-2999.
- QUÉTIER F. [2012], « La compensation écologique », *Regards et débats*, 34, Société Française d'Ecologie.
- RIERA P. [2008], « Does the equivalency analysis of the European Environmental Liability Directive pass a social cost-benefit analysis test ? », *Journal of Forest Economics*, 14(4), p. 225-226.
- ROACH B., WADE W. W. [2006], « Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis », *Ecological Economics*, 58, p. 421-433.
- ROZAN A., STENGER A. [2000], « Intérêts et limites de la méthode du transfert de bénéfices », *Economie et Statistique*, 336, p. 69-78.
- SALLES J. M. [2010], « Evaluer la biodiversité et les services écosystémiques : pourquoi, comment et avec quels résultats ? », *Natures Sciences Sociétés*, 18(4), p. 414-423.
- STRANGE E., GALBRAITH H., BICKEL S., MILLS D., BELTMAN D., LIPTON J. [2002], « Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration », *Environmental management*, 29(2), p. 290-300.
- TETRA TECH [2006], Draft Restoration Plan / Environmental Assessment for Morris J. Berman Oil Spill, San Juan, Porto Rico. Rapport pour NOAA, Puerto Rico Department of Natural and Environmental Resource, National Park Service, Avril, 80 p.
- TUTENUIT C., STEHLIN C. [2009], « Combien valent les escargots, lorsqu'ils ne sont pas de Bourgogne ? La biodiversité : quelles valeurs ? Et pour quelles décisions ? », *Responsabilité & Environnement*, 54, p. 23-29.
- USFWS, NOAA, California DFG, California DPR, California SLC [2003], Command Oil Spill, Draft Restoration Plan and Environmental Assessment. Rapport, Décembre, 95 p.
- WALLACE K. J. [2007], « Classification of ecosystem services : Problems and solutions », *Biological Conservation*, 139, p. 235-246.
- ZAFONTE M., HAMPTON S. [2007], « Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments », *Ecological Economics*, 61, p. 134-145.

