

Évaluation du coût des dommages environnementaux et des mécanismes de compensation (restauration écologique) pour les milieux marins et côtiers

***Synthèse bibliographique sur les méthodes
d'évaluation du coût des dommages et des
mécanismes de compensation (coûts de
restauration écologique) aux Etats-Unis
(NRDA) et en France pour les eaux
intérieures, marines et côtières***

***Pierre Scemama – Ifremer
Harold Level – Ifremer***

Partenaire Ifremer : Patrick Le Mao

Décembre 2011



La méthode HEA

Cadre d'application, fonctionnement et exemple

Décembre 2011

Pierre Scemama et Harold Levrel

IFREMER Unité d'Economie Maritime -
UMR AMURE
IFREMER Centre de Brest - BP 70
29200 PLOUZANE - (FRANCE)

Table des matières:

Table des matières:	2
Introduction.....	3
I. La compensation aux États-Unis.....	6
A. Procédure de restauration au titre de la réparation d'impacts non permis accidentels (DARR) 6	
1. La procédure NRDA	6
2. La place de la méthode HEA dans le processus NRDA	10
B. Le système américain de compensation des impacts	11
1. Histoire de la compensation aux USA	11
2. La procédure d'atténuation.....	13
II. Fonctionnement de la méthode Habitat Equivalency Analysis	19
A. La théorie en quatre étapes	19
1. Etape 1: Quantification de la valeur actualisée des pertes de services dues au dommage. 19	
2. Etape 2: Quantification de la valeur actualisée des gains de services dus au projet de restauration compensatoire.....	21
3. Etape 3: Dimensionnement du projet de compensation requis aux vues de l'impact mesuré. 22	
4. Etape 4: Calcul du coût du projet de compensation.	23
B. Les hypothèses de base de la méthode	23
1. Hypothèses sur la valeur des services	23
2. La prise en compte du temps	25
3. Indicateurs et métriques	26
C. Exemple d'application de la méthode HEA: Evaluation des services écosystémiques en rade de Brest.....	30
Conclusion	36
Bibliographie	38

Introduction

Le développement du modèle HEA s'est fait en même temps que l'évolution de la législation américaine en matière de compensation des impacts environnementaux. En 1986, le ministère de l'intérieur américain a développé un ensemble de directives pour la mise en oeuvre des réparations associées à des dommages environnementaux causés par des pollutions accidentelles. Cela a conduit à l'adoption d'une procédure standardisée nommée *Natural Resource Damage Assessment* (NRDA). A travers cette procédure, les responsables d'une pollution accidentelle sont identifiés et tenus de verser une somme d'argent permettant de couvrir les coûts de restauration et de compensation à engager pour réparer les dommages environnementaux.

En 1989 a eu lieu l'accident de l'*Exxon Valdez*. Pour calculer le montant à verser pour couvrir le coût de la réparation environnemental, l'Etat américain a eu recours à la méthode d'évaluation contingente qui consiste à évaluer le consentement à payer des citoyens pour réparer l'écosystème ayant subi le dommage (Thompson 2002). C'est à partir de cette évaluation qu'Exxon a été condamné à payer 900 millions de dollars répartis sur 10 ans, à l'Etat d'Alaska et quelques agences fédérales. Ces derniers ont utilisé cet argent pour restaurer ou remplacer les ressources naturelles endommagées (Dunford et al. 2004).

Le cas de l'*Exxon Valdez* a cependant aussi été l'occasion de discuter et finalement de remettre en question l'usage de l'évaluation contingente. En effet, les nombreux recours en justice qui ont suivis concernant la validité de la méthode ont conduit les cours de justice, puis les administrations américaines, à revoir la méthode d'évaluation permettant d'estimer le coût des réparations environnementales (Thompson 2002). Ainsi, le coût des dommages a été petit à petit de plus en plus calculé sur la base du coût des projets de restauration. Sur la base de l'expérience de l'*Exxon Valdez* et suite à la mise en place de l'*Oil Pollution Act* en 1990, la NOAA (*National Oceanic and Atmospheric Administration*) adopta ce nouveau principe d'évaluation des dommages.

Dans cette approche, une composante essentielle de l'évaluation des coûts est l'ampleur des actions de restauration à mettre en oeuvre pour réparer les pertes de services écologiques constatés. Le principal challenge est de pouvoir dimensionner les actions à entreprendre pour compenser la totalité des pertes subies et atteindre un objectif de « no net loss » (Bas et Gaubert 2010). Le respect de ce principe nécessite d'avoir recours à des critères d'équivalence que l'on peut représenter à partir de la Figure 1.

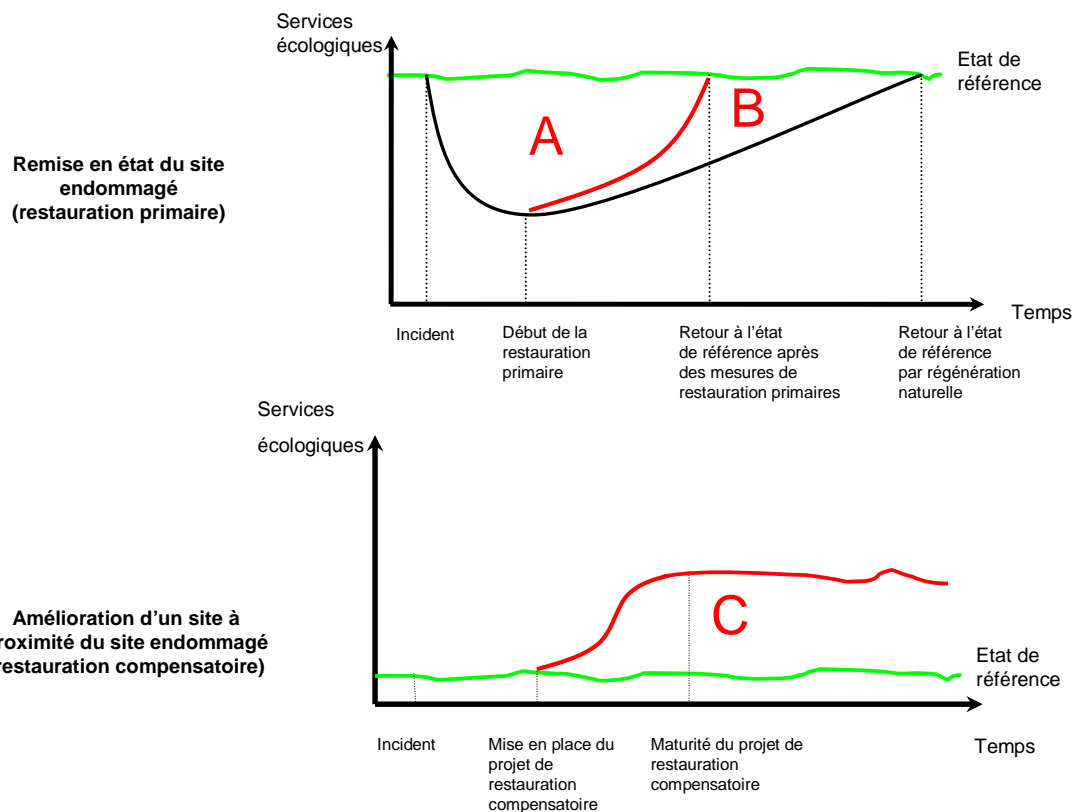


FIGURE 1 - ILLUSTRATION DES EQUIVALENTS DE SERVICES ECOLOGIQUES A RESTAURER ET COMPENSER DANS LE CADRE DES MESURES « NATURAL RESOURCE DAMAGE ASSESSMENT » (D'APRES DUNFORD ET AL. 2004)

Le premier diagramme offre une représentation de l'impact d'une pollution accidentelle sur un écosystème. Cet impact réduit les capacités de l'écosystème à délivrer le flux de services écologiques qu'il produit lorsqu'il est en bon état. L'impact est symbolisé par la courbe noire qui représente la totalité des pertes en services écologiques pendant une période donnée. C'est pourquoi il nécessite un investissement dans un travail de restauration – dit « primaire » – sur le site où le dommage a eu lieu. L'objectif est d'accélérer la restauration des capacités de production de services écologiques par l'écosystème. Les résultats de cet investissement sont représentés par la courbe rouge. On peut en effet noter que la surface B symbolise l'ensemble des services écologiques qui auraient été perdus si la procédure de restauration primaire n'avait pas été enclenchée.

Il reste cependant une perte résiduelle de services écologiques liée au dommage : la quantité de services perdus pendant la phase où l'impact de l'incident a perduré, symbolisée par la surface A. Pour que la procédure de restauration soit complète il faut qu'il y ait une compensation de ce dommage résiduel. Ceci peut être réalisé dans un autre site où il est possible d'augmenter le niveau de production de services écologiques à partir d'un travail de restauration dite « compensatoire ».

L'effet de cet investissement est symbolisé, dans le deuxième diagramme, par la courbe rouge qui permet de souligner un gain dans le niveau de production de services écologiques. L'objectif final est que les surfaces A et C s'équivalent. Les coûts de la réparation environnementale sont donc la somme des coûts de restauration primaire et compensatoire ainsi que ceux associés au suivi des résultats de la procédure.

Si les projets de restauration primaire et compensatoire sont d'une ampleur insuffisante pour compenser l'étendu des dommages alors la société subira une externalité (coût social) non prise en compte dans l'évaluation du coût de réparation du dommage environnemental. Si à l'inverse, le projet de restauration est trop grand, alors le pollueur supportera un coût plus grand que l'impact qu'il a provoqué.

Dans cette optique, il est nécessaire de disposer d'outils et de procédures précises et reconnues qui permettent de s'approcher au mieux des niveaux de restauration primaire et compensatoire optimaux.

Ainsi en 1995, la NOAA réalise un guide sur l'application de la méthode HEA pour *Habitat Equivalency Analysis*. Il s'agit d'une méthode qui permet de quantifier les services perdus à la suite d'un impact et de dimensionner les projets de restauration primaire et compensatoire nécessaire. En 1997, la NOAA publie un document déclinant les étapes de la procédure NRDA en incluant une partie sur la méthode HEA (NOAA 1997).

En 2002, la méthode HEA basée sur l'habitat est combinée avec une approche REA (*Resource Equivalency Analysis*) qui prend simultanément en compte l'habitat et la faune sauvage. Elle devient alors la méthode de référence aux Etats-Unis pour le dimensionnement des actions de restauration primaire et compensatoire dans le cadre des pollutions accidentelles (Zafonte et Hampton 2007). Compte tenu de son succès auprès des administrations américaines, l'outil HEA a ensuite été utilisée pour d'autres procédures impliquant des réparations environnementales, notamment les procédures d'étude d'impact (Julius et al. 1995).

Nous proposons dans ce papier de présenter en détail le contexte institutionnel du NRDA et des études d'impacts américaines (1), puis nous nous attacherons à décrire l'usage de l'HEA dans ce contexte (2), pour enfin terminer par une illustration à partir d'un cas d'étude français (3).

I. La compensation aux États-Unis

A. Procédure de restauration au titre de la réparation d'impacts non permis accidentels (DARR)

1. La procédure NRDA

En 1986, la loi CERCLA aussi connu comme *Superfund Act* crée la procédure NRDA. Cette dernière doit permettre de déterminer s'il y a eu des dommages liés à un rejet de substances dangereuses et permettre de calculer le coût nécessaire pour restaurer, réhabiliter, remplacer ou acquérir les ressources perdues.

Sous la législation CERCLA, les ressources naturelles sont clairement définies (section 101.16: "*land, fish, wildlife, biota, air, water, groundwater, drinking watersupplies and other such resources*") et les impacts consistent en un changement de qualité chimique et physique ou de viabilité de cette ressource, évaluée à l'aune de la quantité et de la qualité des services fournis par la ressource en question (Burger 2008). L'évaluation monétaire des dommages est calculée sur la base du coût des actions de restauration des ressources endommagées leur permettant de revenir à leur niveau d'origine, du coût des actions de compensation associés aux pertes temporaires de ressources et du coût d'acquisition de l'information relative au processus d'évaluation. Les *trustees* (état, agences fédérales ou tribus indiennes) sont responsables de l'évaluation des dommages et de la mise en place des procédures de restauration (Burger 2008).

Le terme *trustee* est un terme légal qui désigne une personne détenant la propriété, l'autorité ou la responsabilité sur un actif au bénéfice d'une autre. Il peut s'agir d'une organisation qui opère au nom du public. Dans le cadre de la protection des ressources naturelles, la loi autorise la désignation d'un *natural resources trustees* qui agit comme représentant de l'intérêt général pour la ressource endommagée suite à des impacts environnementaux accidentels (sans permis/autorisation) ou consécutifs aux impacts environnementaux prévisibles (avec permis/autorisation) (Piocch 2010).

Le *trustee* désigné sera l'Etat fédéral, un Etat ou une tribu indienne. Le trustee par défaut est l'Etat fédéral. En revanche, si la ressource naturelle impactée est juridiquement sous l'administration d'un d'un Etat ou d'une tribu indienne, ils s'y substituent.

-Les *trustees* fédéraux: les ministères de l'agriculture (ex: les pêcheries et les terres agricoles gérées à l'échelle fédérale...), du commerce (ex: les environnements côtiers, les espèces protégées ou les mammifères marins...), de la défense (les ressources de toute nature présentes sur des

terrains militaires), de l'énergie (les ressources de toutes nature sous sa juridiction) et de l'intérieur (ex: certaines espèces anadromes, espèces protégées, oiseaux migrateurs...). C'est le Président qui désigne le ministère qui sera chargé d'agir en tant que *trustee* pour la ressource naturelle sous sa responsabilité.

-Les *trustees* d'Etat: ils agissent au nom de l'intérêt général pour les ressources naturelles sous la juridiction d'un Etat, parce qu'elles sont situées à l'intérieur de ses frontières, parce qu'elles lui appartiennent ou qu'elles sont sous son contrôle (ex: forêts d'état, monuments et parcs d'état...). C'est le gouverneur de l'Etat qui est chargé de désigner le *trustee* responsable. Ce dernier varie selon les Etats. A titre d'exemple, en Floride c'est le *Florida Department of Environmental Protection* (F-DEP) qui est désigné comme le *trustee* engagé lors des dommages liés aux coraux et à l'environnement côtier.

-Les *trustees* des tribus indiennes: ils sont désignés par les officiels d'une tribu pour des dommages liés aux ressources sous l'autorité d'une Tribu Indienne (ex: ressources minières appartenant à une tribu ou ressources en eau situées sur les terres d'une tribu).

A la suite de l'accident de l'*Exxon Valdez*, le *Oil Pollution Act* (OPA) est adopté afin de réduire le nombre d'accidents pétroliers et de fournir un cadre pour les procédures de confinement et de nettoyage. Cette législation comporte en plus un volet sur la responsabilité liée à la restauration des dommages causés par des déversements pétroliers.

Jusqu'à cette date, le ministère chargé de conduire les procédures NRDA (loi CERCLA) était le ministère de l'Intérieur. Dans le cadre de l'OPA, elles sont pilotées par la NOAA (agence sous tutelle du ministère du Commerce), ce qui implique des différences dans les procédures.

La procédure NRDA sous la législation CERCLA implique quatre étapes (USEPA):

- Phase de pré évaluation: Cette étape consiste à déterminer si des ressources naturelles ont été endommagées à cause de rejets de produits chimiques ou radioactifs. C'est une étape requise pour lancer une procédure NRDA formelle.

- Phase de planification de l'évaluation: Cette étape consiste à développer un plan d'évaluation qui doit permettre d'identifier les sites d'études sur lesquels les *trustees* vont conduire les procédures de contrôle de la qualité des ressources. Pour les écosystèmes marins et côtiers, on peut aussi procéder à une modélisation informatique simplifiée de l'évaluation des dommages et collecter les données qui vont servir à renseigner le modèle.

-Phase d'application de l'évaluation: Cette étape consiste à rassembler les données nécessaires pour quantifier l'impact et déterminer les dommages. Dans le cas d'écosystèmes marins et côtiers, ces actions sont effectuées grâce à un modèle informatique, alors que dans le cas des autres types d'écosystèmes, ces actions sont effectuées par des analyses de terrain et de laboratoire. Les *trustees* identifient les fonctions ou les services écosystémiques délivrés par la ressource impactée, déterminent les niveaux de production initiaux de services (avant impact) et quantifient la perte due à l'impact.

-Phase post évaluation: Cette étape consiste à proposer un certain nombre d'alternatives de restauration primaires et compensatoires en fonction des résultats de l'évaluation. Ces alternatives sont proposées dans un rapport d'évaluation et la meilleure alternative est choisie en fonction d'un certain nombre de facteurs comme la faisabilité technique ou encore la nature de la réponse écologique attendue.

Sous la législation OPA, la NOAA demande que la procédure NRDA soit menée en trois étapes (Burlington 2002):

- Phase de pré évaluation: Il existe cinq conditions nécessaires pour pouvoir lancer une procédure NRDA: (1) il doit y avoir une dégradation observée, (2) supérieure à un seuil minimum, (3) dont les effets vont se prolonger dans le temps et pour laquelle il n'existe pas (4) de réponses sociale et technique déjà enclenchée, ni (5) d'irréversibilité totale. Les *trustees* vérifient aussi que l'incident tombe bien sous la juridiction de l'OPA (déversement de produit pétrolier, exception faite des produits pétroliers définis comme substance dangereuse par le CERCLA),.

- Phase de planification de la restauration: Cette étape consiste d'abord à évaluer l'impact et à sélectionner ensuite les opérations de restauration. Les *trustees* doivent tout d'abord évaluer la nature et l'ampleur des dommages, c'est à dire quantifier le degré et l'étendue spatiale et temporelle du dommage. Cette quantification s'opère en comparant le niveau de services rendus par la ressource impactée avant et après l'impact.

Une fois le dommage évalué, les *trustees* développent un plan de restauration. Pour cela, ils sélectionnent tout d'abord un certain nombre d'alternatives concernant les actions de restauration primaire (prenant en compte la restauration naturelle de l'écosystème impacté) et les actions de restauration compensatoire, en évaluant leurs faisabilités et leurs coûts efficacités.

Dans un premier temps, les projets sont présélectionnés sur la base de deux critères principaux: le fait que les projets entraînent une amélioration de l'état d'une ou plusieurs ressources atteintes et le fait de disposer de suffisamment d'informations pour évaluer l'efficacité du projet et le mettre en oeuvre dans les 12 mois.

Dans un deuxième temps, on soumet les projets présélectionnés à une grille d'évaluation comprenant 6 critères spécifiques à l'OPA : le coût du projet, l'ampleur de la restauration de l'état initial des ressources impactées, la probabilité de succès, l'ampleur par laquelle le projet va permettre d'éviter des atteintes collatérales du fait de l'implantation du projet, les bénéfices multiples, l'effet de chaque projet sur la santé et la sécurité publique. A ces 6 critères peuvent venir s'ajouter des critères complémentaires choisis par le *trustee*. A titre d'exemple,,dans le cas de l'accident pétrolier de l'Athos, les *trustees* ont aussi noté pour chaque projet: la cohérence avec les lois et les politiques nationales et fédérales, la possibilité d'intégration à des programmes de gestion existants, l'effet sur les usages des terrains mitoyens, la propriété du terrain, les besoins logistiques, la cohérence avec les objectifs et initiatives de restauration locales et nationales, la durée du projet (NOAA et al. 2009). La grille d'évaluation est remplie à partir d'observations de terrain et de dire d'experts pour choisir les alternatives retenues pour la restauration.

Ils doivent ensuite déterminer l'échelle à laquelle ces opérations vont être mise en oeuvre pour s'assurer que ces actions répondent au mieux aux besoins de réparation des dommages constatés. Les alternatives ayant les meilleurs ratios coût/efficacité sont présentées dans le *Draft Restoration Plan* qui est soumis à concertation publique (et si possible à des scientifiques). En tenant compte de l'avis exprimé, les *trustees* présentent un *Final Restoration Plan* qui servira de base pour réclamer le montant de dédommagement.

- Phase d'application de la restauration: Le *Final Restoration Plan* est présenté à la partie responsable du dommage qui peut choisir entre appliquer directement ce plan ou financer les coûts que supporteraient les *trustees* si ces derniers devaient mettre en oeuvre le plan. Si la partie responsable refuse de s'aligner sur les recommandations de ce plan, les *trustees* peuvent choisir de déposer une plainte pour dommage au tribunal civil de la cour fédérale et trouver une autre source de financement de ce plan au sein du *OPA's Oil Spill Liability Trust Fund*. Ce fond sert à lancer la procédure le plus rapidement possible si par exemple la partie responsable refuse de payer ou si elle n'est pas clairement identifiée. Il peut mobiliser jusqu'à 1 milliard de dollars pour un incident. Ce fond a été financé de 1990 à 1994 par une taxe de 5 *cents* par baril importé ou produit. Depuis 1994 il est financé par les intérêts qu'il génère, par le recouvrement des coûts auprès des parties responsables et par les amendes ou les pénalités infligées.

Qu'elle soit menée dans le cadre de la législation CERCLA ou de celle de l'OPA, le gouvernement fédéral a adopté un regard uniforme sur les règles et les procédures concernant l'évaluation des pertes et des impacts associés aux dommages accidentels sur les ressources naturelles. C'est cette standardisation qui a permis que l'évaluation des impacts écologiques à compenser et les actions de restaurations soient effectuées de manière conjointe. L'intégration des actions de restauration dans la procédure NRDA permet, que les ressources impactées soient restaurées à leur niveau initial et que les pertes temporelles de services écosystémiques soient compensées. La détermination de l'équivalence nécessite la collaboration entre les *trustees* et les parties responsables du dommage concernant la nature et l'étendue de la restauration associée au dommage. Cette collaboration entre les différentes parties et autour des différentes actions a aussi comme avantage de générer une baisse des coûts et d'améliorer la vitesse de mise en oeuvre des actions de restauration (Burger 2008). La mesure de l'équivalence apparaît donc comme l'étape centrale de la procédure.

2. La place de la méthode HEA dans le processus NRDA

La méthode HEA intervient dans l'étape de dimensionnement des projets de restaurations primaires et compensatoires. Les *trustees* doivent privilégier les actions qui fournissent des ressources naturelles ou des services de même nature, de même qualité et de même valeur que ceux perdus. Les *trustees* privilégient les équivalences service - service ou ressource – ressource. Cependant ils peuvent aussi adopter des équivalences valeur - valeur ou valeur - coût. Le choix du système d'équivalence repose sur un raisonnement qui tient compte de la pertinence de l'équivalence pour traiter de l'action de restauration à mener, des coûts (il ne faut pas que les gains offerts par la précision de l'équivalence retenue soit dépassés par les surcoûts générés par ce système d'équivalence), la viabilité et la fiabilité de l'approche. La logique du raisonnement est présentée sur la Figure 3 ci-dessous.

Ressource (service) impactée /
Ressource (service) restaurée

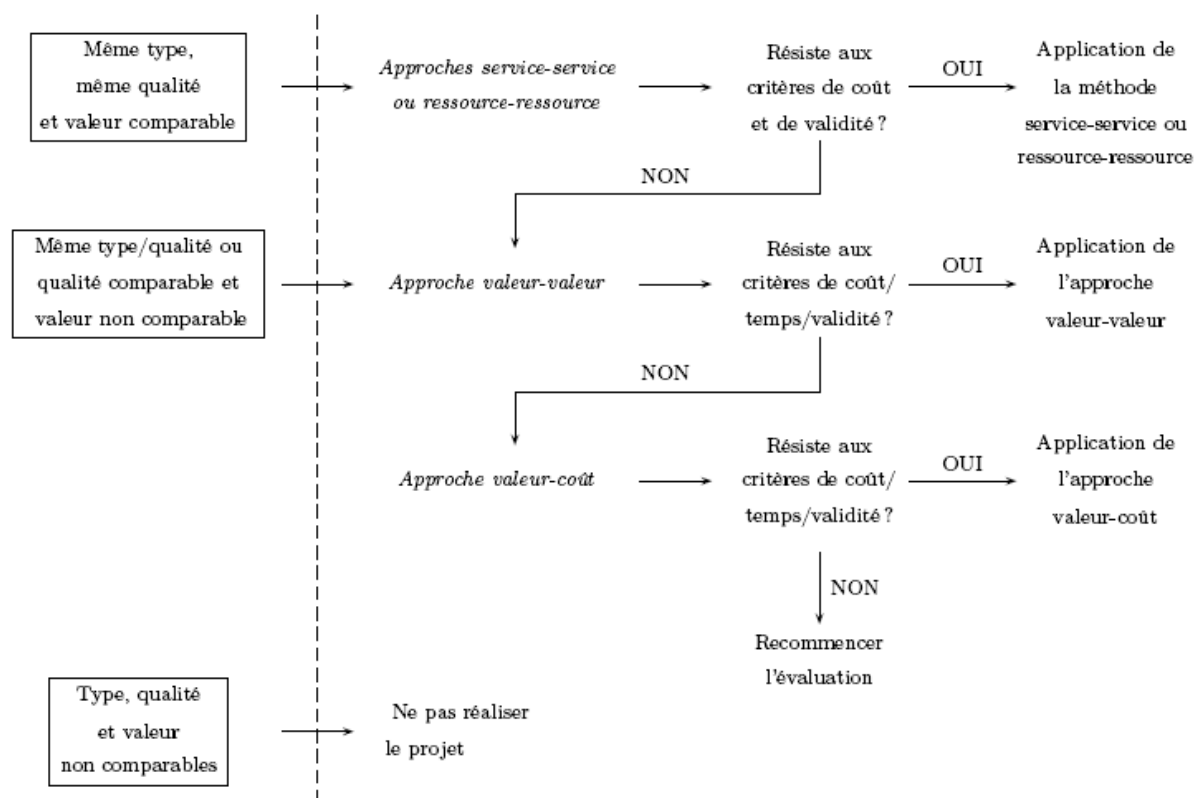


FIGURE 3 - CHOIX DE LA METHODE DE DIMENSIONNEMENT (BAS ET GAUBERT 2010 D'APRES NOAA 2006)

On voit bien que la méthode HEA ne peut pas toujours être appliquée. Cependant, quand son application est possible c'est la solution qui est privilégiée. D'une part parce qu'elle permet d'éviter d'avoir recours à l'évaluation monétaire qui est souvent incapable de rendre compte de la valeur totale de l'environnement endommagé. Ensuite parce qu'elle encourage la collaboration entre les parties responsables et les parties impactées et réduit ainsi les coûts sociaux de la procédure (Levrel et al., in press). La méthode HEA (et REA) est aussi recommandée comme méthode de dimensionnement des actions de restauration compensatoires dans le cadre des recommandations françaises sur la Directive Responsabilité Environnementale (Bas et Gaubert 2010).

B. Le système américain de compensation des impacts

1. Histoire de la compensation aux USA

En 1969 est voté le *National Environment Policy Act* (NEPA) qui fixe des objectifs de protection de l'environnement en rapport avec des objectifs de bien-être humain. C'est cette loi qui détermine la procédure fédérale à mener pour réaliser une étude d'impact environnemental, dont l'objectif est de proposer des mesures d'atténuation (*mitigation*) des dommages (Dumax 2009).

Pour les masses d'eau, l'atténuation des dommages est contrôlée par la Section 404, introduite en 1972 au sein du *Federal Water Pollution Act* (FWPA) (jusqu'alors cantonné à un rôle d'encadrement des projets d'investissements dans les mesures de traitement de l'eau), qui deviendra en 1975 le *Clean Water Act* (CWA). Sous la législation CWA, la procédure d'atténuation des dommages sur les zones humides devient une condition nécessaire à l'obtention d'un permis de développement d'un projet ayant un impact sur ce type d'écosystème (Hough et Robertson 2008).

Les autorités responsables du contrôle du respect de la Section 404 sont l'*US Army Corps of Engineers* (USACE) et l'*US Environmental Protection Agency* (USEPA).

L'USACE est une agence fédérale sous tutelle du ministère de la Défense et spécialisée dans le design et la gestion d'ouvrages de génie civil. Aux Etats-Unis, son rôle est généralement associé aux barrages, canaux et ouvrages de protection contre les inondations. En France, cette agence pourrait être comparé au corps des Ponts et Chaussées. Dans le cadre du CWA, l'USACE est responsable de la gestion administrative de l'attribution des permis d'aménagement. La raison pour laquelle on a confié à l'USACE le rôle d'attribuer des permis pour la Section 404 du CWA est liée à son expertise en matière de gestion des cours d'eau. En effet le *Rivers and Harbor Act* (RHA) de 1899 confiait déjà à l'USACE le rôle d'administrateur de l'aménagement des voies navigables (Section 10). Une autre raison est qu'avec l'émergence du CWA, le risque existait qu'une autre agence puisse avoir un droit de regard sur l'attribution de permis pour les projets de Génie Civil confiés à l'Armée (comme la construction de barrage, l'extension des ports) (Blumm et Zaleha 1989). Le RHA autorisait l'USACE à étudier un projet d'aménagement des voies navigables et à le rejeter si ce dernier allait contre l'intérêt général. En 1968, sous la pression de l'*US Fish and Wildlife Services* (USFWS), l'USACE acceptait d'intégrer des critères environnementaux dans la définition d'« intérêt général ». Cela a notamment permis à l'USACE, en 1972, de critiquer la section 404 du FWPA en dénonçant le fait que cette dernière ne serait qu'une redondance de la section 10 du RHA et de récupérer ainsi les prérogatives concernant l'administration des permis pour la section 404. Cependant ces prérogatives sont partagées dans certains cas: par exemple, un Etat peut avoir un contrôle sur la Section 404 pour certains cours d'eau, mais pas sur la Section 10 du RHA.

L'USEPA est une agence fédérale indépendante sous l'autorité directe du Président et du Congrès. Elle a été créée en 1970 par Richard Nixon pour pallier au fait que le gouvernement fédéral n'était pas structuré pour lutter convenablement contre les polluants qui dégradent la qualité de l'air, de l'eau et des terres agricoles. La création de cette agence a permis de regrouper une grande variété d'activités de recherche, de surveillance, de fixation de normes, de standards et de contrôle, qui étaient jusqu'alors réparties sous la tutelle de différents ministères ou agences. Cette réorganisation

des compétences en matière d'environnement a aussi donné naissance à la NOAA (Reorganization Plan No.3 de 1970).

Sous le CWA, l'USEPA est responsable de développer les critères environnementaux conditionnant l'attribution des permis et dispose d'un droit de veto si ces critères ne sont pas respectés.

Au cours des années 70-80, les procédures d'atténuation, malgré leur caractère obligatoire, ne sont pas clairement prises en compte lors de l'attribution des permis. D'une part à cause de la réticence d'USACE à refuser des demandes de permis et d'autre part à cause de la réticence de l'USEPA à faire usage de son droit de veto sur des permis qui ne respectaient pas les critères environnementaux (Hough et Robertson 2008).

Dans les années 80, c'est d'ailleurs le USFWS et le *National Marine Fisheries Service* (NMFS) qui ont été les plus actifs pour imposer des critères environnementaux précis dans l'application des mesures d'atténuation lors de l'attribution des permis. En effet ces derniers sous les législations *Fish and Wildlife Coordination Act* et *Endangered Species Act* avaient le pouvoir de requérir qu'une procédure d'atténuation soit attachée à la demande de permis (LaRoe 1986).

Il faut attendre 1986 pour voir l'USEPA user de son droit de veto avec le projet *Attleboro Mall* qui prévoyait la construction d'un centre commercial sur une zone humide dans le Massachusetts. L'USEPA avait dénoncé le non respect de la "séquence de mitigation" qui doit chercher à éviter et à minimiser le dommage avant de considérer des solutions de compensation. Cette affaire sera rapidement suivie par le cas du *Plantation Landing* dans le district de New Orleans, qui verra l'USACE refuser l'attribution d'un permis pour non respect des recommandations fournies par l'USEPA en matière de protection des zones humides et des espaces aquatiques en général (Kelly 1989). En résumé ces deux affaires affirment d'une part une application renforcée de la séquence de mitigation et d'autre part le besoin d'informations pour pouvoir justifier des alternatives à étudier pour appliquer cette séquence. Il faudra cependant attendre 1990 pour voir les deux agences se mettre réellement d'accord sur des principes communs, avec un *Memorandum Of Agreement* (Hough et Robertson 2008).

2. La procédure d'atténuation

La procédure de mitigation telle qu'elle est définie dans le NEPA, prévoit le respect d'un enchaînement d'étapes qui constituent la "séquence de mitigation" (Hough et Robertson 2008):

- Eviter l'impact, par le fait de ne pas appliquer certaines actions ou certaines parties d'une action ;
- Minimiser l'impact, par le fait de diminuer le degré ou l'ampleur d'une action ;

- Rectifier l'impact, par le fait de réparer, réhabiliter ou restaurer l'environnement affecté ;
- Réduire ou éliminer l'impact dans le temps, par des opérations de préservation ou de surveillance pendant toute la durée de l'action ;
- Compenser l'impact en remplaçant ou en fournissant un substitut à la ressource ou l'environnement impacté.

En 1990, un *Memorandum Of Agreement* (USACE et USEPA 1990) est produit conjointement par l'USACE et l'USEPA afin de fournir les lignes directrices de la procédure d'atténuation à suivre pour l'attribution des permis d'aménagement:

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

Ce document précise notamment que les mesures compensatoires ne peuvent pas être utilisées "comme un moyen de réduction des impacts environnementaux dans l'évaluation des alternatives applicables" (USACE et USEPA 1990).

La partie compensation de la séquence d'atténuation requise par les agences d'attribution de permis peut être définies à partir de quatre types de pratiques (USEPA):

-L'établissement (création) d'un nouveau site aquatique: manipulation des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques actuelles d'un site pour développer une ressource aquatique qui n'existait auparavant pas. L'établissement d'un nouveau site aquatique implique un gain de fonctions et de surfaces de ressources aquatiques ;

-La restauration d'un site aquatique préexistant: manipulation des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques d'un site dans l'optique de réparer les fonctions naturelles (ou historiques) d'un site dégradé ou détruit. Dans l'optique de mesurer le gain net associé à cette action on différencie ré-établissement (qui s'applique sur un site détruit et qui implique donc un gain de fonctions et de surfaces de ressources aquatiques) et réhabilitation (qui s'applique sur un site dégradé et qui implique donc un gain de fonctions mais pas de surfaces de ressources aquatiques) ;

-L'amélioration des fonctions écologiques d'un site existant: manipulation des caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques d'une ressource aquatique pour augmenter, intensifier ou améliorer une ou plusieurs fonctions aquatiques spécifiques. L'amélioration peut parfois se faire au

dépens d'autre(s) fonction(s) non ciblée(s), elle entraîne un gain de fonctions mais pas de surfaces de ressources aquatiques ;

-La préservation d'un site existant: suppression des menaces sur une ressource aquatique ou prévention de son déclin par des actions sur et autour de la ressource ciblée. Il s'agit généralement d'actions de protection et d'entretien de la ressource par la mise en place des mécanismes légaux et physiques appropriés. La préservation n'entraîne de gain ni de fonctions ni de surfaces de ressources aquatiques.

Les agences établissent une préférence pour l'activité de restauration dans l'optique où il s'agit de l'activité qui a le plus grand potentiel pour assurer l'objectif de "no net loss". Les autres types d'activités sont aussi pratiqués mais moins bien considérés. En effet si la création de nouvelles zones humides peut apparaître comme étant une solution pour atteindre l'objectif de "no net loss" de zone humide, sa pratique a relativement diminué avec le temps du fait d'un taux important d'échecs et de la destruction des habitats initialement présents sur les zones réaménagées. L'amélioration est aussi une pratique intéressante pour compenser la perte de fonction mais son application entraîne nécessairement une perte de surface de zone humide. La préservation a quant à elle souvent été critiquée car elle ne permet pas de compenser ni la perte de fonction, ni la perte de surface et ne participe donc pas à l'atteinte de l'objectif de "no net loss" (Hough et Robertson 2008).

La Figure 5 offre une image de la répartition des différents types d'actions menées pour atteindre l'objectif de no net loss de zones humides aux Etats-Unis.

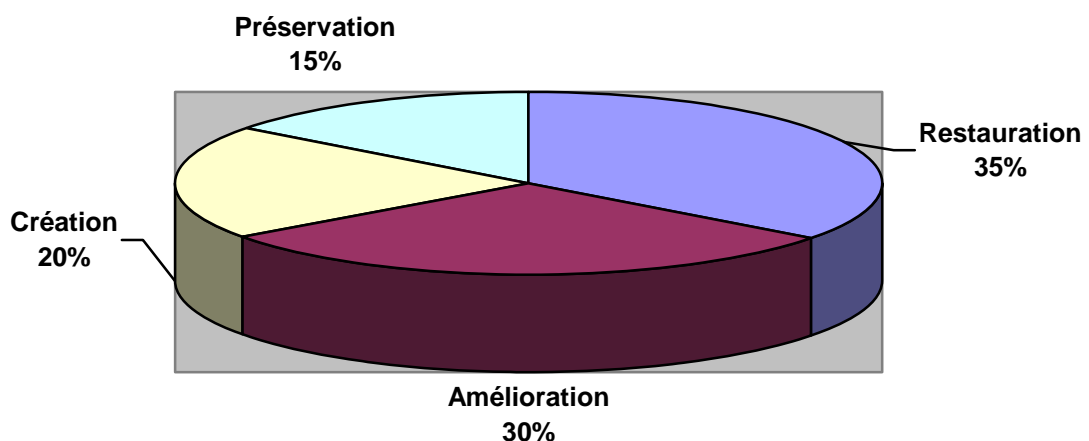


FIGURE 5 - RÉPARTITION DU TYPE DE PRATIQUES APPLIQUÉE POUR LA COMPENSATION EN 2006 (USEPA ET USACE)

La compensation peut s'appliquer suivant trois mécanismes:

-Permittee responsible mitigation: Dans ce cas là, l'action de compensation telle qu'elle a été définie lors de l'attribution du permis d'aménagement doit être menée par le bénéficiaire du permis qui est le responsable de l'impact (ou une entreprise contractée par lui). La responsabilité de la réussite de l'action de compensation incombe alors au bénéficiaire du permis et il doit justifier de l'efficacité de son action auprès de l'USACE et de l'USEPA.

-Mitigation bank: Il s'agit d'un système dans lequel une banque de compensation devient un intermédiaire entre le responsable de l'impact et les administrations délivrant les permis. Cette banque mène des actions d'amélioration, de restauration, de création ou de préservation sur une zone en vue de pouvoir bénéficier de crédits de compensation de zone humide ou de cours d'eau qu'elle pourra vendre ensuite à des entreprises responsables d'impacts sur ce type d'habitats. Elle doit justifier l'efficacité de son action auprès de l'USACE et de l'USEPA pour pouvoir bénéficier de crédits de compensation. Le responsable de la réussite de l'action de compensation est dans ce cas le vendeur des crédits et non plus l'entreprise à l'origine de l'impact.

-In lieu fee mitigation: Dans ce cas le bénéficiaires de l'attribution d'un permis choisi de payer un "sponsor" (généralement une agence publique ou une ONG) afin que ce dernier satisfasse l'obligation de compensation à sa place. La responsabilité de la réussite des projets de compensation est alors transférée au "sponsor".

La Figure 7 permet d'offrir une image de la répartition des trois systèmes de compensations pour tels qu'ils sont appliqués pour les zones humides aux Etats-Unis.

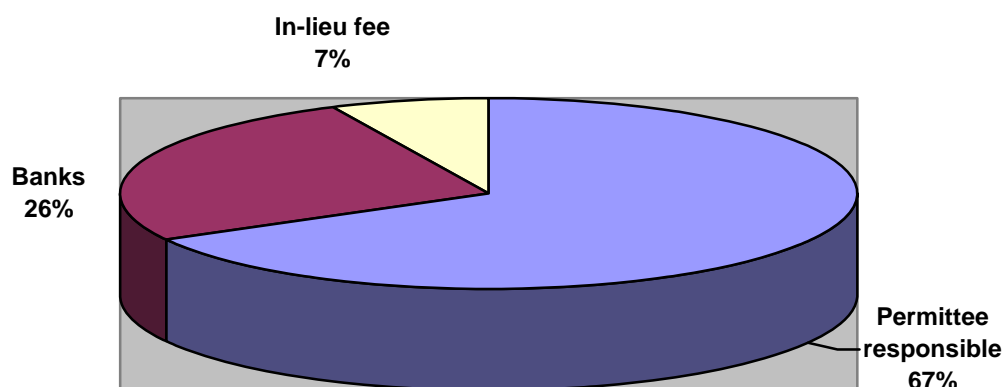


FIGURE 7 - REPARTITION DU TYPE DE MECANISME CHOISI POUR LA COMPENSATION EN 2010 (USACE 2011)

En avril 2008, en réponse à la critique du National Research Council américain selon laquelle "l'objectif de "no net loss" de zone humide n'est pas atteint par le programme de compensation pour les fonctions des zones humides" (NRC 2001, p2) mais aussi à celle du Government Accountability Office (GAO 2005) qui insiste sur le fait que l'USACE n'a pas un système de contrôle efficace pour assurer la mise en œuvre des mesures compensatoires, l'USACE et l'USEPA ont révisé leur système de régulation associé à la compensation dans le cadre de la séquence d'atténuation des demandes d'autorisation d'impact sur les zones humides. Ces révisions sont censées améliorer l'efficacité de la compensation pour remplacer les ressources et les fonctions des systèmes aquatiques perdus.

Parmi les nouvelles recommandations, l'USACE et l'USEPA font état de la préférence pour la restauration par rapport aux autres types de pratiques applicables pour la compensation. La restauration devra ainsi toujours être considérée avant d'envisager la mise en place de tout autre type de mesure. De plus les projets devront à la fois tenir compte du type et de la localisation du projet, de façon à proposer une mesure compensatoire réellement adaptée à la mesure de l'impact.

Cette révision établie aussi un ordre de préférence entre les différents mécanismes de compensation possibles (USEPA et USACE). Le mécanisme de compensation privilégié sera tout d'abord la compensation par l'achat de crédits auprès d'une banque de compensation, sous contrainte que l'impact ait lieu dans sa "zone de service". La zone de service d'une banque de compensation est définie comme la limite géographique désignée lors de l'attribution des crédits qui définit le périmètre dans lequel doit avoir lieu l'impact qui devrait être compensé par l'achat de crédit auprès de cette banque (Hallwood 2007). Le deuxième mécanisme à privilégier est la participation à un programme de *in lieu fee mitigation*. C'est seulement si cette dernière solution s'avère impossible que l'on peut considérer la *permittee responsible mitigation*.

Au sein du système de *permittee responsible mitigation*, il existe là encore une hiérarchie entre différents types de compensation. La solution privilégiée est celle basée sur l'approche par bassin versant (*watershed approach*), ensuite viennent les solutions *in-kind* et/ou *on-site* puis en dernier lieu les solutions *out-of-kind* et/ou *off-site* (USEPA et USACE).

L'objectif de l'approche par bassin versant est d'adopter une démarche que l'on pourrait qualifier d'écosystémique car elle prend en compte l'ensemble des interactions qui existe dans le bassin concerné. Elle vise à maintenir et à améliorer la qualité et la quantité de ressources aquatiques à l'échelle du bassin versant à travers une sélection stratégique de sites de compensation. Il s'agit d'une démarche à large échelle qui considère l'écosystème dans son ensemble et dans sa dynamique d'évolution. Ainsi les projets développés suivant cette approche prennent en considération l'importance de la position du projet dans le paysage et du type de ressource concerné par le projet

afin d'atteindre un objectif de durabilité des fonctions fournies par les écosystèmes aquatiques dans le bassin versant. Parmi les considérations requises on notera: les zones d'habitats d'espèces importantes, les tendances de conversion ou de disparition d'habitats, les sources particulières de perturbations, les tendances du développement des usages ou encore l'adéquation du projet avec d'autres programmes qui pourraient affecter le bassin, comme les programmes de gestion des inondations ou de conservation d'habitat (USEPA et USACE).

Enfin les autorités de régulation font état de leur préférence pour les approches *in-kind*, c'est à dire les projets qui visent une compensation de même nature (même valeurs fonctionnelles et mêmes habitats), par opposition aux projets *out-of-kind*. Dans le même ordre d'idées, une préférence est accordée aux projets *on-site* qui sont établis sur des zones adjacentes ou contiguës aux zones d'impacts, par opposition aux projets *off-site* (USEPA et USACE Mitigation rule familiarization workshop).

L'utilisation de la méthode HEA pour déterminer l'ampleur du projet de compensation n'apparaît pas dans les recommandations de l'USACE ou de l'USEPA. Cependant, dans leur rapport de 2008 (USACE et USEPA 2008), ces derniers font état de l'importance de trouver des standards d'équivalence qui pourraient s'appliquer à toutes les formes de compensation (Hough et Robertson 2008). Cela pourrait être le rôle de la méthode HEA, bien connue des administrations et qui permet l'usage d'un grand nombre de métriques (ressources vivantes, habitats ou services écosystémiques qu'ils fournissent) pour obtenir une valeur relative de la capacité fonctionnelle d'un écosystème et ainsi permettre la comparaison entre un site impacté et un site compensé (King 1997).

Une des questions qui se pose au régulateur est celle du ratio de compensation, c'est à dire le ratio qui indique combien d'unité de ressource aquatique il faut gagner grâce à l'action de restauration compensatoire pour compenser la perte d'une unité de cette ressource (Iadanza 2000). Ce dernier varie considérablement, pouvant aller de 1 pour 1 à 1 pour 6 selon la nature de la zone humide, la localisation du site de compensation et le type de mesure de compensation adopté (Castelle et al. 1992). Or, un autre atout de la méthode HEA est de pouvoir prendre en compte cette question des ratios de compensation (King et al. 1993).

L'USACE a d'ailleurs appliqué la méthode HEA pour vérifier la conformité de certaines actions de compensation avec les normes légales dans les projets nécessitant une étude d'impact environnemental. L'HEA a été ainsi appliqué dans des cas d'aménagement portuaire et de protection du linéaire côtier (Ray 2009).

II. Fonctionnement de la méthode Habitat Equivalency Analysis

A. La théorie en quatre étapes

Le fonctionnement de la méthode HEA repose sur trois étapes principales (Thur 2007):

- Quantification de la valeur présente des services perdus à cause du dommage ;
- Quantification de la valeur présente des services gagnés grâce au projet de restauration compensatoire ;
- Calcul de la taille du projet de restauration compensatoire requis pour égaliser les pertes et les gains.

Dans le cadre de la procédure NRDA, une quatrième étape est requise et consiste à calculer les coûts du projet de restauration compensatoire si ce dernier est mis en œuvre par les *trustees* ou à définir les critères de performance dans le cas où le projet de restauration est mis en œuvre par la partie responsable du dommage (NOAA 2006).

1. Etape 1: Quantification de la valeur actualisée des pertes de services dues au dommage.

Avant de détailler cette étape, il convient de souligner que la méthode HEA a été conçue dans le contexte de la NRDA, et qu'elle doit donc permettre de dimensionner le projet de restauration compensatoire à mettre en place pour compenser le public des pertes de services qu'il a dû supporter au cours du temps. De plus, le projet de restauration compensatoire tel qu'il est construit pour l'application de la méthode HEA n'a pas forcément dessein à être exécuté (du moins pas de prime abord), mais doit servir à calculer, sur la base de la méthode des coûts de remplacement, le prix à payer par le pollueur pour réparer le dommage subi par le public. Dans la conception initiale de la méthode par Unsworth and Bishop (1994), les valeurs présentes des services perdus et des services créés par la compensation étaient exprimées en unité monétaire (approche valeur - valeur). Cependant, un certain nombre d'hypothèses ont conduit à simplifier le raisonnement jusqu'à permettre d'égaliser les pertes et les gains en termes d'unités de services (approche service - service)(Dunford et al. 2004). Ces hypothèses sont liées à la structure de la méthode (valeur des services, métrique de mesure des services) et seront détaillées plus tard dans le document (cf pages 23 et 26). L'application d'un taux d'actualisation rend bien compte de cette origine économique et traduit la préférence du public pour le présent.

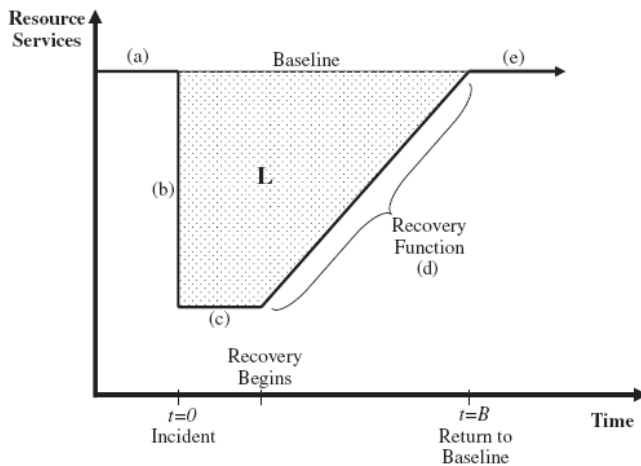


FIGURE 9 - PERTE DE SERVICES SUR LE SITE ENDOMMAGE AU COURS DU TEMPS (THUR 2007)

Sur la figure ci-contre (Figure 9), on peut voir l'évolution du niveau de service fourni par le site endommagé au cours du temps. Avant l'impact, le site fournit un niveau de base de services (a), jusqu'à l'année $t=0$, année à laquelle survient l'impact. Le niveau de service fourni par le site chute alors (b). Le niveau de service reste le même jusqu'à ce que commence le processus de restauration (c) (qui peut-être uniquement naturel ou assisté dans le cas de restauration primaire). Le niveau de service augmente en suivant une fonction de restauration (d), jusqu'à revenir au niveau initial de services que fournissait le site impacté (e).

La quantification des pertes de services dues au dommage correspond au calcul de l'aire L sur la **Erreur ! Source du renvoi introuvable.**, calcul auquel on introduit la dimension temporelle par le taux d'actualisation, cette aire peut être calculée grâce à la formule suivante:

$$\left(\sum_{t=0}^B V_j \cdot \rho_t \cdot (b^j - x_t^j) / b^j \right) \cdot J$$

ÉQUATION 1 - CALCUL DE LA VALEUR PRESENTE DES PERTES DE SERVICES LIEES AU DOMMAGE

Pour quantifier les pertes de service sur le site endommagé on donc a besoin des informations suivantes:

J : La surface détruite.

V_j : La valeur des services produits par le site endommagé, par unité de surface détruite et pour chaque année t.

ρ_t : Le facteur d'actualisation à l'année t, $\rho_t = 1/(1+r)^{(T-t)}$, où r est le taux d'actualisation et T est l'année de référence pour l'actualisation.

b^j : Le niveau de base (avant impact) de service fourni par le site endommagé, par unité de surface détruite et pour chaque année t .

x_t^j : Le niveau de service effectivement fourni par le site endommagé après impact, par unité de surface détruite et pour chaque année t .

2. Etape 2: Quantification de la valeur actualisée des gains de services dus au projet de restauration compensatoire

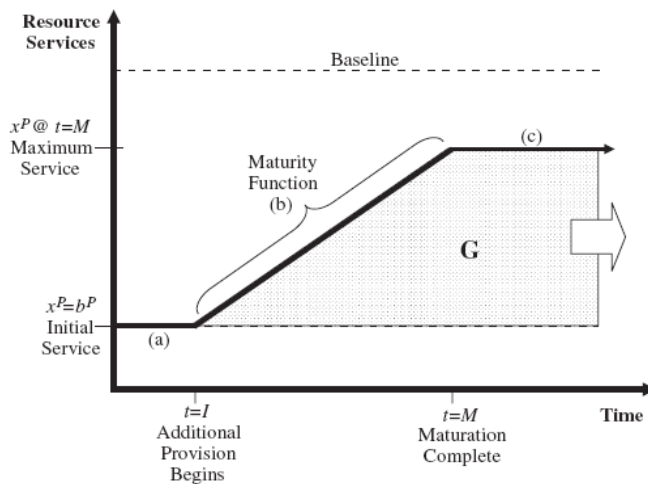


FIGURE 10 - GAIN DE SERVICES SUR LE SITE ENDOMMAGE AU COURS DU TEMPS (THUR 2007)

La Figure 10 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** ci-contre présente l'évolution du niveau de services sur le site choisi pour la mise en place du projet de restauration compensatoire. Jusqu'au moment du début de l'action de restauration compensatoire, le site produisait un certain niveau de services (a). Ce niveau de service va augmenter au cours du temps (b) en suivant une fonction dite ici de maturité, jusqu'à atteindre le niveau maximum de service possible sur ce site (c).

On peut noter que le niveau de restauration de services atteint ne correspond pas à la « baseline » (100 % de services), contrairement au site impacté décrit dans la figure précédente. Cela est dû à l'hypothèse selon laquelle un projet de restauration compensatoire ne peut pas permettre une restauration à 100 % comme le ferait la nature.

La quantification des gains de service obtenus grâce au projet de compensation correspond au calcul de la surface G. La quantification des gains est pondérée par le taux d'actualisation. Cette aire peut être calculée grâce à la formule suivante:

$$\left(\sum_{t=I}^L Y_P \cdot \rho_t \cdot (x_t^P - b^P) / b^P \right) \cdot P$$

ÉQUATION 2 - CALCUL DE LA VALEUR PRESENTE DES GAINS DE SERVICES LIES AU PROJET DE COMPENSATION

Pour quantifier les gains de service sur le site restauré on a donc besoin des informations suivantes:

P - La surface restaurée.

V_p : La valeur des services produits par le site de restauration, par unité de surface restaurée et pour chaque année t .

ρ_t : Le facteur d'actualisation à l'année t , $\rho_t = 1/(1+r)^{(t-T)}$, où r est le taux d'actualisation et T est l'année de référence pour l'actualisation, l'année de référence doit être la même que celle choisie pour le calcul des pertes.

b^j : Le niveau de base de service fournit par le site endommagé, par unité de surface détruite et pour chaque année t .

b^p : Le niveau initial de service du site de restauration, par unité de surface restaurée et pour chaque année t .

x_t^p : Le niveau de service fournit après l'action de restauration par le site de restauration, par unité de surface restaurée et pour chaque année t .

3. Etape 3: Dimensionnement du projet de compensation requis aux vues de l'impact mesuré.

Une fois que les deux premières étapes sont réalisées, il ne reste plus qu'à résoudre l'Équation 3 **Erreur ! Source du renvoi introuvable.** pour déterminer la taille du projet de compensation.

$$P = \frac{V_j}{V_p} \cdot \frac{\left(\sum_{t=0}^B \rho_t \cdot (b^j - x_t^j) / b^j \right) * J}{\sum_{t=1}^L \rho_t \cdot (x_t^p - b^p) / b^j}$$

ÉQUATION 3 - CALCUL DE LA TAILLE DU PROJET DE COMPENSATION NECESSAIRE (KOHLER ET DODGE 2006)

Il est important de noter que dans les deux termes, si le calcul de la somme ne commence pas pour la même année t , l'actualisation se fait à partir d'une même année de qui est inscrite dans la valeur de ρ_t , une discussion plus détaillée sur le taux d'actualisation est proposée un peu plus loin dans le document. Une fois que l'on a bien mesuré la valeur actualisée des pertes et des gains, on peut résoudre l'équation ci dessus et calculer l'aire requise pour le projet de compensation.

4. Etape 4: Calcul du coût du projet de compensation.

Cette étape serait requise dans toute procédure NRDA, indépendamment de la méthode choisie, pour dimensionner l'ampleur du projet de compensation nécessaire. Le montant demandé au pollueur est déterminé sur la base du coût de remplacement du projet. Ce coût doit tenir compte des éléments suivants (NOAA 2006): planification et conception du projet, évaluation de l'impact environnemental sur le site choisi pour la restauration, obtention du permis d'aménagement du site choisi, construction, suivi et éventuelles rectifications durant l'évolution du projet de restauration en fonction des résultats obtenus.

B. Les hypothèses de base de la méthode

1. Hypothèses sur la valeur des services

Les valeurs des services produits par le site impacté (V_i) et par le site restauré (V_p) sont soumises à un certain nombre d'hypothèses. Ces hypothèses sont discutées par Dunford et collaborateurs (2004) et Zafonte et Hampton (2007):

- La valeur des services est proportionnelle à la quantité de services. La méthode HEA postule que si la quantité de services de l'habitat impacté chute de 40% par rapport à son niveau initial, alors la valeur de cet habitat diminuera aussi de 40%. Cette hypothèse s'applique aussi bien pour le site impacté que pour le site de compensation (avec ou sans programme de restauration primaire). D'un point de vue économique, cette hypothèse est discutable. Ainsi, la théorie économique nous dit que plus la quantité de services devient faible, plus sa valeur augmente. Les premières unités de services détruites sur le site impacté auraient moins de valeurs que les dernières. Inversement, les premières unités de services obtenues grâce aux mesures de restauration compensatoires devraient avoir plus de valeurs que les dernières unités.

- La valeur unitaire des services est constante dans le temps. Cette hypothèse permet de distinguer les dynamiques biologiques des services de la valeur de ces services. Présumer que la valeur des services est constante au cours du temps peut-être vrai pour des échelles de temps très courtes, mais est plus difficile à justifier pour des échelles de temps longues comme celle retenue par la méthode HEA. Ce problème est surtout vrai si on considère que le niveau de base des services rendus par le site endommagé est constant dans le temps.

En théorie, la valeur unitaire des services devrait être aussi dépendante des changements de préférences des agents et des changements de prix du marché. Cependant la question de l'évolution des services et de leurs valeurs relatives est un problème délicat qui se pose pour de nombreux outils d'évaluation et qui n'est pas exclusif à la méthode HEA.

- La valeur des services de l'habitat détruit pour créer l'habitat de compensation est constante. La construction d'une zone humide sur une prairie sèche entraîne la production d'une quantité de services générés par le nouvel habitat auquel il faut soustraire la quantité de services de l'ancien habitat. Les services de l'ancien habitat sont évalués avec la même échelle de valeur que le nouvel habitat. Comme la valeur unitaire des services du nouvel habitat est constante dans le temps, celle des services de l'ancien habitat l'est aussi, ce qui n'est pas forcément vrai.

- La valeur des services des habitats impactés et créés est la même: En plus de demander que les services soient de même type et de même qualité entre le site impacté et le site compensatoire, la méthode HEA demande que leur valeur soit comparable. En fait dans la plupart des applications de la méthode cette valeur est supposée égale, ce qui est très probablement faux puisque la valeur devrait tenir compte des conditions d'offre et de demande sociales mais aussi éventuellement des effets du contexte paysager sur cette valeur.

- La valeur des services produits par l'habitat est la même pour toute la société. Cette hypothèse d'homogénéité des préférences est critiquable par le fait que les préférences évoluent dans le temps, ne sont pas les mêmes selon les individus, selon les régions et les contextes sociaux.

Pour démontrer l'impact de ces hypothèses, Dunford et collaborateurs (2004), ont effectué une analyse de sensibilité de la méthode HEA à ces hypothèses. Le Tableau 1 ci-dessous montre les résultats issus de l'application de la méthode HEA pour un impact hypothétique, le *Bravo River Spill* : rupture d'un pipeline qui déverse du pétrole dans le fleuve et crée des dommages sur le cours d'eau et ses berges. 42 km de cours d'eau ont été touchés par la pollution et ont perdu 90% de leur niveau initial de services. Les habitats de la rivière mettront 6 ans pour retrouver leur niveau initial de services. Le projet de restauration compensatoire implique un projet d'amélioration des fonctions écologiques d'une rivière dont les habitats fournissent déjà 30% de services et en fourniront 50% supplémentaires pendant 100 ans.

Cinq scénarii ont été construits en jouant sur les hypothèses clés concernant la valeur dans la méthode HEA, afin de tester la sensibilité des résultats à ces hypothèses. La première colonne montre les résultats pour une application de la méthode HEA avec l'hypothèse de valeur constante pour tous les paramètres permettant de calculer l'équivalence. Les scénarii A, B et C montrent le changement occasionné par la modification de l'hypothèse de valeur constante pour un seul paramètre. Le scénario D montre l'effet de la modification de la modification de l'hypothèse de valeur constante pour l'ensemble des paramètres.

Comme on peut le voir sur le Tableau 1, même un changement très faible de la valeur des services fournis par un habitat au cours du temps (ici 2% par an) conduit à une variation importante de l'ampleur du projet de restauration compensatoire nécessaire pour atteindre l'équivalence quand on se place à des échelles de temps très longues (ici 100 ans pour l'action de restauration compensatoire).

Ainsi quand on se place sur de longues périodes, il vaut mieux s'assurer d'appliquer la méthode HEA dans des situations où l'hypothèse de valeur constante pour chaque paramètre est la plus réaliste possible. De plus on voit que le changement de la valeur relative de l'ancien habitat influence faiblement le résultat de la méthode. Il vaut donc mieux appliquer la restauration compensatoire sur des habitats qui fournissent le moins de service possible à l'origine.

Hypothèses	Scenario simplifié	Scenarii alternatifs			
		A	B	C	D
Valeur constante de l'habitat endommagé dans le temps	100%	100% + 2%/an	100%	100%	100% + 2%/an
Même valeur dans le temps pour l'habitat endommagé et l'habitat issu de la restauration compensatoire	100%	100%	100% -2%/an	100%	100% -2%/an
Valeur relative constante dans le temps pour l'habitat anciennement présent sur le site de la restauration compensatoire	30%	30%	30%	30% -2%/an	30% -2%/an
Nombre d'unités d'habitat nécessaires pour atteindre l'équivalence	7.4	3.0	12.3	6.0	4.9
Pourcentage de changement avec le scenario simplifié	NA	-60%	66%	-19%	-33%
Seuls les paramètres des scenarii alternatifs surlignés en bleu diffèrent des paramètres du scenario simplifié.					

TABLEAU 1 - ANALYSE DE LA SENSIBILITÉ DE LA MÉTHODE HEA AUX HYPOTHÈSES PORTANT SUR LES VALEURS DES SERVICES (D'APRÈS DUNFORD ET AL. 2004)

2. La prise en compte du temps

En économie, la question du temps correspond à la préférence pour le présent des agents économiques: les agents préfèrent retirer les bénéfices d'une action aujourd'hui plutôt que demain. Cette préférence est traduite dans l'estimation des coûts et des bénéfices actuels et futurs, financiers ou non, associés à une situation particulière (comme un impact environnemental ou un projet d'aménagement), en utilisant un facteur correctif appelé taux d'actualisation.

La méthode HEA est un outil produit par la science économique, l'objectif est de compenser l'homme pour les pertes de services écosystémiques liés au dommage sur un habitat. L'application d'un taux d'actualisation dans traduit la préférence des usagers pour des services écosystémiques fournis aujourd'hui plutôt que demain. Dans ce cas, l'actualisation ne s'applique pas à la valeur monétaire des services écologiques, mais directement aux quantités physiques de biodiversité qui ont été détruites et à celles qui vont être produites à travers la restauration primaire et compensatoire des dommages environnementaux.

Ainsi, plus le taux d'actualisation est élevé, plus les mesures de restauration permettant de produire des bénéfices à court terme seront valorisées par la méthode. Une première conséquence, positive, est de créer une incitation à agir le plus vite possible pour récupérer le plus de gains de services ayant une grande valeur dans la mesure de compensation. Cependant une deuxième conséquence, négative cette fois, est liée au risque de choisir des indicateurs de biodiversité et de services écologiques qui seront réactifs à court terme, parfois au mépris de processus écologiques plus lent.

Concrètement dans la méthode HEA, l'application du taux d'actualisation se fait directement dans le calcul des pertes et des gains à partir d'une même année de référence (souvent l'année de l'impact). Dans le cas des procédures NRDA, on applique généralement un taux d'actualisation de 3% (NOAA 1997).

3. Indicateurs et métriques

Puisqu'il est difficile de mesurer systématiquement l'ensemble des composantes d'un écosystème, il est indispensable d'utiliser des proxys. Ces proxys doivent être choisis pour leur représentativité du milieu. En général il s'agit de choisir un paramètre écologique qui soit représentatif de l'habitat et/ou de la ressource endommagés, et de l'utiliser comme unité de référence pour l'estimation des états initiaux, des dommages, mais aussi pour le dimensionnement de la restauration (Pioc'h 2010).

D'après la NOAA, trois critères sont essentiels pour la sélection d'un proxy dans le cadre du paramétrage de l'HEA. Ces trois critères ont une valeur forte car ils ont été validés au cours d'un jugement par un US district Court de Floride (United States of America vs. Melvin A. Fisher et al. 1997):

1- Les pertes de services sur site sont liées à des fonctions biologiques et non à des services au bénéfice de l'homme (*lost on-site service are biological functions and not services which provide values for human use*). De cela il résulte que le proxy doit renseigner des fonctions biologiques.

2- Le projet de restauration doit produire la même quantité et le même type de services que ceux perdus et être faisable techniquement (*it feasible to conduct restoration projects which provide the*

same type and quantity of services lost). Il faut donc que le proxy permette de comparer les types et les quantités de services (fonctions) entre la zone impactée et la zone restaurée.

3- Des données sont disponibles ou facilement collectables pour renseigner le modèle HEA (*sufficient data exists or is obtainable for input into the HEA model*). Le proxy retenu doit pouvoir être alimenté par des données existantes ou facile à collecter.

Dans le Tableau 3 ci dessous, nous proposons une revue des métriques utilisées ou proposées dans la littérature. D'après Pioch (2010), un proxy peut très bien décrire une communauté (abondance, biomasse de poissons, diversité des taxons...), un habitat (couverture, densité des pieds...) ou une espèce (facteur de reproduction, durée de vie...). Le résultat de la méthode HEA est très sensible au choix du proxy avec un dimensionnement de projet qui peut varier du simple au triple selon la nature du proxy choisi (Strange et al. 2002). De plus, selon le proxy que l'on va choisir, il faudra appliquer des actions de restauration différentes, qui auront un coût différent, augmentant encore la variabilité de l'étude.

Source	Ecosystème	Fonction ou service cible	Proxy choisi
Réellement utilisés			
(Fonseca et al. 2000) et (Bell et al. 2008)	Herbier marin	Source de nourriture, abri, stabilisation des sédiments et cycle de la matière organique.	Densité de l'herbier (nombre de pied par unité de surface)
(Strange et al. 2002)	Marais d'eau salée	Production primaire	Densité de la couverture végétale
		Habitat	Structure de la Canopée
		Cycle de l'azote	Matière organique présente dans le sol et les trous d'eau
		Support de la chaîne alimentaire	Endofaune (faune présente dans la couche sédimentaire)
		Production secondaire	Densité et biomasse de poisson
(Milon et Dodge 2001)	Récif corallien	Habitat	Surface de récif
(Sperduto et al. 2003)	Oiseaux marins	Population d'oiseaux	Abondance
(Penn et Tomasi 2002)	Marais d'eau salée	Habitat	Observation qualitative, jugement d'expert et abondance d'espèces caractéristiques
(French McCay et Rowe 2003)	Espèces côtières (poissons, invertébrés et oiseaux marins)	Participation d'un habitat à la chaîne trophique	Production primaire ou production secondaire
Propositions et simulations			
(Cacela et al. 2005)	Estuaire	Qualité des sédiments	Concentration en élément toxique et effet sur le biota

			caractéristique de l'habitat
(Bruggeman et al. 2005) et (Scribner et al. 2005)	Non précisé (Np)	Habitat à l'échelle d'une métapopulation	Abondance et variabilité génétique
(Roach et Wade 2006)	Ecosystèmes aquatiques littoraux	Habitat	Utilisation d'un modèle ¹ qui estime les impacts des rejets chimiques dans les environnement marin qui produit ses estimations par unité de surface
		Dommages aux populations sauvages (oiseaux, mammifères et reptiles)	

TABLEAU 3 - METRIQUES UTILISEES OU PROPOSEES DANS LA LITTERATURE SCIENTIFIQUE²

La création d'un proxy unique devrait répondre à certaines recommandations (Dunford et al. 2004):

- être lié au niveau d'abondance d'une espèce ou à un trait fonctionnel caractéristique de la ressource ;
- être lié au type d'habitat considéré (sédiments, forêt, zone humide...);
- être possible à mesurer relativement au niveau de base initial du site impacté ;
- être possible à mesurer relativement au niveau fourni par le site de restauration ;

La littérature montre qu'il est possible de créer des proxys composites qui sont plus complexes afin de rendre compte plus précisément de la réalité. Par exemple un proxy qui fournisse une information quant à la composition d'un récif corallien en utilisant différentes espèces de coraux qui ont des croissances différentes (Milon et Dodge 2001). Dunford et collaborateurs (2004) soulignent que l'on pourrait appliquer la méthode à des services différents qu'il serait ensuite possible de sommer à travers l'application d'un facteur de pondération, cependant le problème deviendrait alors celui du choix du facteur de pondération.

La force de la méthode HEA est de centrer la discussion sur ce choix du proxy. La méthode HEA est née d'une volonté de simplification du système de calcul du coût des dommages lorsqu'on s'est

¹ NRDAM/CME : *Natural Resource Damage Assessment Model for Coastal and Marine Environment* modèle informatique public qui estime les impacts physiques, biologiques et économique des rejets chimiques dans les environnement marins n'importe où aux Etats-Unis.

² Revue rapide de la littérature: à partir d'une requête sur ISI Web of Science pour rechercher "habitat equivalency analysis" dans les sujets abordés par les articles, étude systématique des 20 résultats proposés pour rechercher les *métrics* utilisées.

aperçu (comme pour l'attribution des permis d'aménagement) que c'était la complexité des mécanismes utilisés pour calculer le montant des réparations qui, en rendant les évaluations très opaques aux régulateurs, limitait l'application des mesures compensatoires. La création de la méthode de l'*Habitat Evaluation Procedure* (HEP) par le USFWS a eu la même origine : celle de simplifier la décision et faciliter la mise en place de la compensation pour les espèces menacées.

Comme on l'a vu, jusqu'à présent la discussion a principalement porté sur le fait que le proxy rende bien compte de la nature de l'impact (à chaque écosystème ses proxys caractéristiques, densité de pied pour les herbiers, couverture de coraux pour les récifs...).

La question de la localisation de l'action de restauration compensatoire n'apparaît pas dans le choix du proxy. Cependant, à mesure que les travaux en écologie du paysage se sont développés, des améliorations ont été proposées pour que la méthode prenne mieux en compte la connectivité du paysage, aussi bien au moment des impacts que du choix des mesures compensatoires. Ces méthodes proposent d'utiliser en particulier des proxy qui intègrent des informations sur la variabilité génétique des populations comme témoin de la continuité écologique ((Bruggeman et al. 2005) et (Scribner et al. 2005)). Cependant de telles méthodes nécessitent des données géographiques et écologiques précises et engendrent des coûts de collectes importants. Un risque est donc de ne plus remplir les critères de coûts raisonnables pour le choix de l'approche service - service.

La méthode HEA semble avoir permis d'améliorer la situation (Thompson 2002) en "décomplexifiant" la situation pour les tribunaux et les agences de régulation. Les négociations autour de la construction du proxy apparaissent dès lors comme un moment important des procédures à l'origine des compensations. L'outil HEA devient un support pour faciliter la concertation autour de l'évaluation des politiques publiques concernant les impacts et les compensations sur les ressources naturelles (Roach et Wade 2006) mais aussi pour faciliter l'implication d'expert dans la définition du proxy et des critères de réussite des opérations de compensation (Penn et Tomasi 2002). C'est dans cette optique que nous proposons d'étudier l'usage de l'HEA dans le cas d'un accident pétrolier fictif de type marée noire en rade de Brest (Vaissière 2010).

C. Exemple d'application de la méthode HEA: Evaluation des services écosystémiques en rade de Brest

Dans l'optique d'évaluer les services écologiques rendus par la rade de Brest, Vaissière (2010) propose une évaluation des coûts physiques de compensation des dommages en utilisant la méthode HEA. L'originalité de l'approche adoptée repose sur la méthode de sélection du proxy qui est faite à

dire d'expert et s'appuie sur la classification des services écosystémiques du Millenium Ecosystem Assessment (MEA 2005).

La rade de Brest est une zone d'étude intéressante puisqu'elle propose une grande richesse écologique et une activité économique originale. Elle est remarquable pour ses paysages caractéristiques et pour ses fonds marins caractérisés par une biodiversité riche (Tableau 5) une partie de la rade est une zone Natura 2000.

La rade de Brest est le lieu d'une activité économique originale puisque c'est une des rares zones côtières françaises où se superposent trois types d'activités: commerciales (port de commerce et voies navigables), récréatives (port de plaisance, plan d'eau, voiles, plongée...) et militaires (port militaire, arsenal, zones interdites).

Zone intertidale de la rade	Zone subtidale de la rade	Espèces animales ³	Milieu abiotique
Falaises	Roche subtidale	Crustacés	Masse d'eau physique
Estran rocheux	Sédiments caillouteux	Mollusques	
Estran caillouteux	Sédiments sableux	Vers marins	
Estran sableux	Sédiments vaseux	Céphalopodes	
Estran vaseux	Herbiers	Echinodermes	
Prés-salés	Bancs de maërl	Cnidaires	
Spartines	Algues vertes	Poissons benthiques	
	Autres macro algues	Poissons démersaux	
	Micro algues	Poissons pélagiques	
	Phytoplancton	Zooplancton	
		Oiseaux marins	
		Mammifères marins	

TABLEAU 5 - TYPOLOGIE DES HABITATS ET DES ESPECES DE LA RADE DE BREST (D'APRES VAISSIERE 2010)

L'analyse des services écologiques proposée ici se place dans le cadre conceptuel du *Millenium Ecosystem Assessment* (MEA), on d'intéressera donc à l'évaluation de quatre grandes catégories de services écologiques:

- les *services de support* qui renvoient aux processus élémentaires sans lesquels la dynamique du vivant ne serait pas possible,

³ Pour chaque type d'espèce une liste des espèces présente dans la rade a été proposée.

- les *services de prélèvement* qui sont relatifs à un usage direct des ressources vivantes,
- les *services de régulation* qui garantissent le bon fonctionnement des écosystèmes,
- les *services culturels* qui renvoient aux activités récréatives et aux sentiments de bien-être associés à la biodiversité (identité, resourcement...).

Cependant comme les services de support ne sont pas véritablement évaluables à une échelle locale et qu'ils traduisent les fonctions élémentaires du vivant, l'étude en question ne les a pas retenus. Seuls les services de régulation, de prélèvement et culturels ont été utilisés.

L'évaluation des services rendus par la rade de Brest repose sur l'estimation de la contribution de la biodiversité de la rade (habitats et espèces) aux services écologiques locaux. Cette estimation a été réalisée à partir d'une enquête réalisée auprès d'un panel d'experts. Cette enquête permet donc de déterminer quels sont les indicateurs de biodiversité qui seront les plus à même de caractériser les services écologiques fournis par la rade.

Pour chacun des trois types de services écologiques sélectionnés pour l'étude, un panel d'experts est identifié à partir de leur domaine de compétence et pour leur connaissance de la rade. Pour chaque catégorie de services écologiques une matrice est proposée qui croise les services de la catégorie correspondante (colonne) et les habitats ou espèces présents dans la rade (ligne). Pour chaque service, l'expert note en premier lieu sa connaissance du service (de 0 à 100%), puis parcourt la colonne en indiquant à chaque fois la contribution de l'habitat ou de l'espèce à la production des différents services écosystémiques listés à partir d'une note allant de -5 à +5. Si la note est positive, l'habitat ou l'espèce est une source de services. Si la note est négative l'habitat ou l'espèce est une source de dé-services.

Ces matrices sont ensuite agrégées pour fournir la contribution d'un habitat ou d'une espèce à chaque catégorie de service. Cette note peut ensuite être affectée à des couches cartographiques. On obtient ainsi trois cartes représentant la localisation des services culturels, de prélèvement et de régulation selon la localisation des habitats et les effets de ces derniers sur les services écosystémiques.

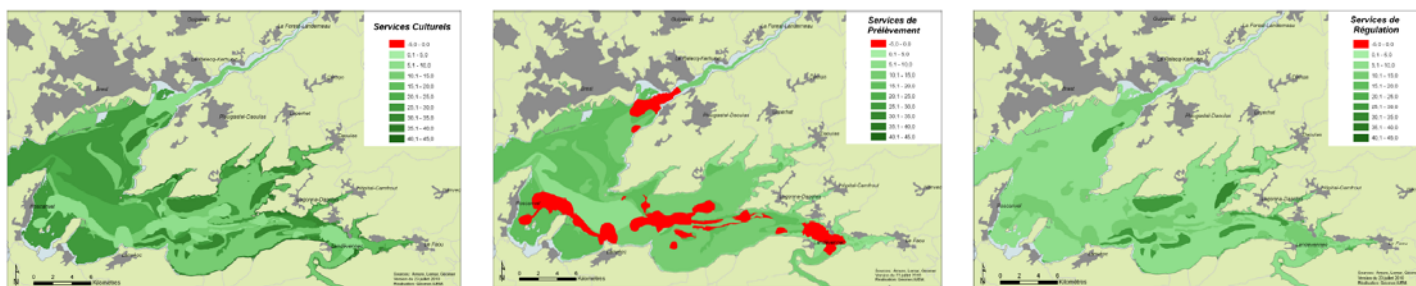


FIGURE 11 - CARTE DES SERVICES CULTURELS, DE REGULATION ET DE PRELEVEMENT DANS LA RADE DE BREST (VAISSIERE 2010)

Les matrices sont ensuite analysées à partir notamment d’analyse multivariée permettant de faire apparaître les redondances et les correspondances entre certains indicateurs de biodiversité et certaines catégories de services écosystémiques en vue de sélectionner les meilleurs indicateurs de services écosystémiques qui pourront ensuite être utilisés pour appliquer la méthode HEA (Tableau 7).

	Services culturels	Services de régulation	Services de prélèvement
Indicateur choisi à partir de la méthode hiérarchie	Estran sableux, Mammifères ou oiseaux Herbiers ou Bancs de maërl	Bancs de maërl Herbier	Sédiment sableux Coquilles Saint Jacques Huîtres
Indicateur choisi à partir de la méthode statistique	Estran sableux, Mammifères ou oiseaux Herbiers ou Bancs de maërl	Bancs de maërl Herbier	Coquilles Saint Jacques Huîtres
Indicateurs sélectionnés	Estran sableux, Mammifères ou oiseaux Herbiers ou Bancs de maërl	Bancs de maërl Herbier	Coquilles Saint Jacques Huîtres

TABEAU 7 - CHOIX DE L'INDICATEUR HEA POUR LES TROIS CATEGORIES DE SERVICES ETUDIEES (D'APRES VAISSIERE 2010)

Un scénario de pollution accidentelle dans la Rade de Brest a ensuite été simulé de manière à pouvoir proposer différentes évaluations des coûts de compensation en fonction des différents proxy correspondant aux différents indicateurs de biodiversité retenus pour renseigner les catégories de services écosystémiques dans la méthode HEA.

Ainsi le scénario suivant est imaginé: un navire similaire à l'Athos⁴ déverse une certaine quantité de produit contaminant uniformément sur les 230 km de côte de la rade de Brest. La restauration primaire consiste au seul nettoyage des zones atteintes pendant un an. Un plan de restauration compensatoire est mis en place. C'est à ce stade qu'on applique la méthode HEA.

Nous considérons qu'une fois restauré, un site impacté fournit 100% des services qu'il fournissait auparavant et ce à perpétuité. Un site compensatoire ne fournit quant à lui que 95% de services à perpétuité (on estime généralement qu'on ne peut pas faire aussi bien que la nature). Le pourcentage de services perdus, et l'aspect de la courbe du niveau de service sont différents selon la sensibilité des habitats ou espèces au contaminant.

Pour les services culturels, l'étape de consultation des experts a permis de sélectionner les indicateurs suivants: les bancs de maërl ("sous l'eau") et l'estran sableux ou les oiseaux et mammifères marins ("hors de l'eau"). L'utilisation du proxy banc de maërl repose sur le raisonnement suivant: le banc de maërl est un bon indicateur du niveau de services culturels dans la rade. Sa croissance peut être évaluée à partir du taux d'élongation en mm/an par rapport au maximum. Après étude de la littérature disponible, le taux de croissance retenu pour le maërl est de 1 mm/an en rade de Brest. La hauteur maximale du maërl est de 4 cm. Il faut donc 40 années pour qu'un banc de maërl atteigne sa hauteur maximale et délivre 100% des services écosystémiques qu'ils délivraient avant l'impact. Il est par ailleurs estimé que l'impact a endommagé les bancs de maërl au point qu'ils ne fournissent plus que 30% du niveau de service initial.

Une fois qu'on a recueilli l'ensemble des informations nécessaires à l'application de la méthode HEA (Tableau 9), il ne reste plus qu'à effectuer le calcul. On obtient la quantité de DSAYS perdus (34208.04) et la quantité de DSAYS créés (46910.62, soit 18.57 par unité de surface), ce qui permet de déterminer la taille de la zone de compensation. Cette dernière doit faire 5525.24 ha, ce qui implique que chaque hectare impacté soit compensé par la restauration de 2.19 ha.

Pour réellement terminer l'application de la méthode HEA, il faudrait calculer le coût du projet mais cette étape n'est pas traitée dans l'étude en question.

⁴ En 2004, le pétrolier chypriote *Athos I* a déversé environ 1000 tonnes de pétrole lourd suite à une avarie survenue alors qu'il s'approchait d'une raffinerie située dans le New Jersey sur le fleuve Delaware en aval de Philadelphie. Cet incident a donné lieu à une procédure de NRDA qui a conduit à la mise en place de projet de restauration compensatoire, la mise en place d'action de restauration primaire plus poussée que le nettoyage (qui aura quand même duré 5 mois) n'a pas été jugée nécessaire.

Information sur les ressources atteintes	
Type d'habitat	Bancs de maërl
Proxy	Taux d'élongation annuel en mm/an
Année du dommage	2010
Nombre d'hectares endommagés	2525.65
Niveau de service rendu après le dommage	30%
Rétablissement de la zone endommagée à la suite de la restauration primaire	
Début du rétablissement naturel	2011
Nombre d'années avant le rétablissement total de la zone impactée	50 ans (10 pour le retour à l'équilibre des conditions et 40 pour atteindre la taille max)
Forme de la courbe de rétablissement	Linéaire (taux de croissance annuel)
Taux d'actualisation	
Taux d'actualisation réel	3%
Caractéristiques du projet de compensation	
Type de l'habitat de compensation	Banc de maërl
Niveau initial de services	0%
Année de création du projet	2010
Année où la compensation commence	2011
Année où le niveau maximum de service est atteint	2051
Niveau maximum de services	95%
Forme de la courbe de compensation	Linéaire
Durée de la fourniture de services par le site de compensation	Infinie
Ratio de compensation	3:1

TABLEAU 9 - DIMENSIONNEMENT DE LA MESURE DE RESTAURATION COMPENSATOIRE A METTRE EN PLACE

(D'APRES VAISSIERE 2010)

A l'aide de raisonnements similaires, on a pu appliquer une méthode HEA pour chacun des services impactés et pour chaque proxy sélectionné (Tableau 11). L'un des principaux résultats de cette étude pour la méthode HEA est que le dimensionnement des projets de restauration compensatoire est très sensible au proxy utilisé. Ainsi, les coûts de restauration associés aux proxy utilisés pour renseignés les services de régulations sont beaucoup plus important que ceux utilisés pour les services de prélèvement. Entre les deux, les coûts de restauration associés aux services culturels varient fortement selon le proxy utilisé au sein de cette catégorie de services écosystémiques (estran sableux ou bancs maërl).

Services culturels		Services de régulation		Services de prélèvement	
Estran sableux	0,005 ha	Herbier	1,18 ha	Huîtres	0,43 ha
Banc de maërl	2,19 ha	Banc de maërl	2,19 ha	Coquilles Saint Jacques	0,92 ha
Intervalle	[0,005 ; 2,19]	Intervalle	[1,18 ; 2,19]	Intervalle	[0,43 ; 0,92]

TABLEAU 11 - EVALUATION DES SERVICES ECOLOGIQUES PAR LA TAILLE DES PROJETS DE COMPENSATION A METTRE EN PLACE OBTENUE GRACE AU MODELE HEA (D'APRES VAISSIERE 2010)

Conclusion

La méthode HEA s'est imposée aux Etats-Unis au cours des vingt dernières années. Son succès tient à sa dimension transversale qui permet de croiser des indicateurs économiques (taux d'actualisation, notion de « service ») et des indicateurs écologiques (taux de croissance des composantes de la biodiversité ciblée). Mais ce succès tient aussi et surtout à la capacité de la méthode à fournir une information simple à partir de laquelle il est possible de négocier, de manière plus transparente et plus objective, sur les coûts que les parties responsables d'un dommage vont avoir à supporter.

Comme on l'a vu, la méthode est construite autour d'un grand nombre d'hypothèses qui sont discutables, aussi bien d'un point de vue économique (choix du taux d'actualisation, valeur des services) que d'un point de vue écologique (choix du proxy, détermination de la courbe de maturité...). Compte tenu de la sensibilité des résultats de la méthode aux hypothèses sur les paramètres à intégrer dans le calcul d'équivalence, un point clé de la démarche est de veiller à l'établissement de consensus autour des hypothèses à retenir dès le départ.

Il est important de souligner que la méthode a été développée dans un cadre institutionnel précis qui est celui du NRDA américain. Ce dernier implique une procédure orchestrée par un cahier des charges précis qui intègre l'évaluation des dommages et la conception des actions de restauration primaire et compensatoire au sein d'un processus collaboratif entre la partie responsable de l'impact et la partie désignée responsable de la ressource pour le public (*trustee*).

Aujourd'hui, la méthode HEA arrive dans le paysage institutionnel français et apparaît comme l'une des principales méthodes recommandées par le MEDDTL pour l'application d'une évaluation service - service des mesures de restauration compensatoire à déployer dans le cadre de la Loi sur la Responsabilité Environnementale (LRE). Cependant elle n'a encore jamais été appliquée et il est

difficile d'anticiper son bon fonctionnement dans un cadre institutionnel différent de celui de la NRDA.

La méthode HEA a aussi été appliquée pour le dimensionnement de mesures compensatoires à mettre en œuvre dans le cadre d'impact autorisés liés au projets de développement. Là encore s'ouvre une nouvelle piste pour son application en France, puisqu'avec le renforcement prochain de la loi de 76 sur les études d'impact, la demande pour des outils permettant de déterminer l'équivalence écologique des projets risque d'augmenter.

Bibliographie

- Bas, Adeline, et Hélène Gaubert. 2010. La directive "Responsabilité environnementale" et ses méthodes d'équivalence. Etudes & documents n  19 du CGDD, Avril.
- Bell, Susan S., Alexander Tewfik, Margaret O. Hall, et Mark S. Fonseca. 2008. Evaluation of Seagrass Planting and Monitoring Techniques: Implications for Assessing Restoration Success and Habitat Equivalency. *Restoration Ecology* 16, no. 3 (9): 407-416. doi:10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x.
- Blumm, MC, et DB Zaleha. 1989. Federal wetlands protection under the Clean Water Act: regulatory ambivalence, intergovernmental tension, and a call for reform. *Univ Colo Law Rev* 60: 695–772.
- Bruggeman, D. J., M. L. Jones, F. Lupi, et K. T. Scribner. 2005. Landscape equivalency analysis: Methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits. *Environmental Management* 36: 518-534.
- Burger, Joanna. 2008. Environmental management: Integrating ecological evaluation, remediation, restoration, natural resource damage assessment and long-term stewardship on contaminated lands. *Science of The Total Environment* 400, no. 1-3 (8): 6-19. doi:10.1016/j.scitotenv.2008.06.041.
- Burlington, L. 2002. An Update on Implementation of Natural Resource Damage Assessment and Restoration under OPA. *Spill Science & Technology Bulletin* 7, no. 1-2 (6): 23-29. doi:10.1016/S1353-2561(02)00064-6.
- Cacela, Dave, Joshua Lipton, Douglas Beltman, James Hansen, et Robert Wolotira. 2005. Associating Ecosystem Service Losses with Indicators of Toxicity in Habitat Equivalency Analysis. *Environmental Management* 35, no. 3 (3): 343-351. doi:10.1007/s00267-004-4117-4.
- Castelle, A.J., C. Connoly, M. Emers, E.D. Metz, S. Meyer, M. Witter, S. Mauermann, M. Bentley, D. Sheldon, et D. Dole. 1992. Wetland Mitigation Replacement Ratios: Defining Equivalency. Adolphson Associates Inc., for Shorelands and Coastal Zone Management Program, Washington Department of Ecology, Olympia, Pub. No. 92-08.
- Dumax, Nathalie. 2009. Les mesures de compensation: un indicateur du co  t environnemental. Thèse en sciences économiques, Universit   de Strasbourg, 297p.
- Dunford, Richard W., Thomas C. Ginn, et William H. Desvousges. 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 48, no. 1 (Janvier):

- 49-70. doi:10.1016/j.ecolecon.2003.07.011.
- Fonseca, MS, B E Julius, et WJ Kenworthy. 2000. Integrating biology and economics in seagrass restoration: How much is enough and why? *Ecological Engineering* 15, no. 3-4: 227-237.
- French McCay, DP, et JJ Rowe. 2003. Habitat restoration as mitigation for lost production at multiple trophic levels. *Marine Ecology-Rgress Series* 264: 233-247.
- GAO. 2005. Corps of Engineers does not have an effective oversight approach to ensure that compensatory mitigation is occurring. Report GAO-05-898. GAO, Washington DC.
- Hallwood, Paul. 2007. Contractual difficulties in environmental management: The case of wetland mitigation banking. *Ecological Economics* 63, no. 2-3 (Août 1): 446-451.
doi:16/j.ecolecon.2006.11.015.
- Hough, Palmer, et Morgan Robertson. 2008. Mitigation under Section 404 of the Clean Water Act: where it comes from, what it means. *Wetlands Ecology and Management* 17, no. 1 (5): 15-33. doi:10.1007/s11273-008-9093-7.
- Iadanza, Nicholas. 2000. Habitat Equivalency Analysis as a Tool for Calculating Compensation Requirements. *Coasts at the Millennium Proceedings of the 17th International Conference of The Coastal Society, Portland, OR USA*.
- Julius, Brian E., John W. Iliff, Charles M. Wahle, J. Harold Hudson, et Erik C. Zobrist. 1995. Natural Resource Damage Assessment M/V Miss Beholden Grounding Site, Western Sambo Reef, FKNMS, March 13, 1993. Damage Assessment Center, National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.
- Kelly, P. 1989. Memorandum: permit elevation, Plantation Landing Resort, Inc. Signed 21 April 1989. US Army Corps of Engineers, Washington DC, 15 pp.
<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/PlantationLandingRGL.pdf>.
- King, D.M., C.C Bohlen, et K.J. Adler. 1993. Watershed Management and Wetland Mitigation: A Framework for Determining Compensation Ratios. A Report prepared for the EPA, Office of Policy, Planning, and Evaluation; Washington, D.C.
- King, DM. 1997. Comparing Ecosystem Services and Values. Paper # 1 prepared for U.S. Dept. of Commerce, National Oceanic and Atmospheric Administration, Damage Assessment and Restoration Program by University of Maryland, Center for Environmental and Estuarine Studies, Solomons, and King and Associates, Inc., Washington, D.C.
- Kohler, Kevin E, et Richard E Dodge. 2006. Visual_HEA: Habitat Equivalency Analysis software to calculate compensatory restoration following natural resource injury. *Proceedings of 10th International Coral Reef Symposium*: 1611-1616.
- LaRoe, ET. 1986. Wetland habitat mitigation: an historical overview. *National Wetlands Newsletter* 8(5): 8-10.

- Millennium Ecosystem Assessment. 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Washington, D.C.: Island Press.
- Milon, Walter J., et Richard E. Dodge. 2001. Applying habitat equivalency analysis for coral reef damage assessment and restoration. *Bulletin of Marine Science* 69, no. 2: 975-988.
- NOAA. 1997. Natural Resource Damage Assessment Guidance Document: Scaling Compensatory Restoration Actions (Oil Pollution Act of 1990). Damage Assessment and Restoration Program National Oceanic and Atmospheric Administration, Silver Spring, MD.
- . 2006. Habitat Equivalency Analysis: An Overview. Damage Assessment and Restoration Program National Oceanic and Atmospheric Administration Department of Commerce, March 21, 1995 (Revised October 4, 2000 and May 23, 2006).
- NOAA, USFWS, NJDEP, Delaware DNREC, et Pennsylvania DCNR. 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.
- NRC. 2001. Compensating for wetland losses under the Clean Water Act. National Academy Press, Washington DC.
- Penn, Tony, et Theodore Tomasi. 2002. Calculating Resource Restoration for an Oil Discharge in Lake Barre, Louisiana, USA. *Environmental Management* 29, no. 5 (5): 691-702. doi:10.1007/s00267-001-0059-2.
- Pioch, Sylvain. 2010. Mesures compensatoires dans les écosystèmes marins aux USA, Exemples et expériences d'aménagements pour la production de services écosystémiques. Egis, IFREMER, AAMP, NOVA, CDC.
- Ray, Gary L. 2009. Application of Habitat Equivalency Analysis to USACE Projects. EMRRP Technical Notes Collection. ERDC TN-EMRRP-EI-04. Vicksburg, MS: U.S. Army Engineer Research and Development Center.
- Roach, B, et W Wade. 2006. Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics* 58, no. 2 (6): 421-433. doi:10.1016/j.ecolecon.2005.07.019.
- Scribner, Kim T., Julie A. Blanchong, Douglas J. Bruggeman, Bryan K. Epperson, Cheng-Yu Lee, Yu-Wen Pan, Rainy I. Shorey, Harold H. Prince, Scott R. Winterstein, et David R. Luukkonen. 2005. GEOGRAPHICAL GENETICS: CONCEPTUAL FOUNDATIONS AND EMPIRICAL APPLICATIONS OF SPATIAL GENETIC DATA IN WILDLIFE MANAGEMENT. Éd. DeYoung et Brennan. *Journal of Wildlife Management* 69, no. 4 (10): 1434-1453. doi:10.2193/0022-541X(2005)69[1434:GGCFAE]2.0.CO;2.
- Sperduto, Mb, Sp Powers, et M Donlan. 2003. Scaling restoration to achieve quantitative enhancement of loon, seaduck, and other seabird populations. *Marine Ecology Progress Series* 264: 221-232. doi:10.3354/meps264221.

- Strange, Elizabeth, Hector Galbraith, Sarah Bickel, Dave Mills, Douglas Beltman, et Joshua Lipton. 2002. Determining ecological equivalence in service-to-service scaling of salt marsh restoration. *Environmental Management* 29, no. 2 (Février): 290-300.
- Thompson, Dale B. 2002. Valuing the Environment: Courts' Struggles with Natural Resource Damages. *Environmental Law* 32: 57.
- Thur, Steven M. 2007. Refining the Use of Habitat Equivalency Analysis. *Environmental Management* 40, no. 1 (4): 161-170. doi:10.1007/s00267-006-0361-0.
- United States of America vs. Melvin A. Fisher et al. 1997. . 92-10027-CIV-DAVIS.
- Unsworth, Robert E., et Richard C. Bishop. 1994. Assessing natural resource damages using environmental annuities. *Ecological Economics* 11, no. 1 (9): 35-41. doi:10.1016/0921-8009(94)90048-5.
- USACE. 2011. Unpublished FY2010 data in response to Freedom of Information Act request, delivered, 24 May, 2011. Cité dans Madsen, Becca, Nathaniel Carroll, Daniel Kandy, and Genevieve Bennett, 2011 Update: State of Biodiversity Markets. Washington, DC: Forest Trends, 2011. Available at:
http://www.ecosystemmarketplace.com/reports/2011_update_sbdm.
- USACE, et USEPA. 1990. Memorandum of Agreement Between The Department of the Army and The Environmental Protection Agency: The Determination of Mitigation under the Clean Water Act Section 404(b)(1) Guidelines. Signed 6 February 1990, Washington DC.
- — —. 2008. Compensatory Mitigation for losses of aquatic resources. Fed Regist 73:19594-19705.
- USEPA. Natural Resource Damage Assessment | Superfund | US EPA.
<http://www.epa.gov/superfund/programs/nrd/nrda2.htm#pagetop>.
- — —. Protection of Environment: PART 230-Section 404(b)(1) guidelines for specification of disposal sites for dredged or fill material.
<http://www.epa.gov/owow/wetlands/pdf/40cfrPart230.pdf>.
- USEPA, et USACE. Mitigation Rule Familiarization Workshops.
<http://water.epa.gov/lawsregs/guidance/wetlands/workshops.cfm>.
- Vaissière, AC. 2010. Quels indicateurs pour les services écologiques de la Rade de Brest? *Mémoire de fin d'études pour l'acquisition du diplôme d'ingénieur agronome*.
- Zafonte, Matthew, et Steve Hampton. 2007. Exploring welfare implications of resource equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics* 61, no. 1 (Février 15): 134-145. doi:10.1016/j.ecolecon.2006.02.009.