



HAL
open science

Apports de l'économie de l'environnement à l'évaluation environnementale des projets de production de biomasse

Vincent Martinet

► **To cite this version:**

Vincent Martinet. Apports de l'économie de l'environnement à l'évaluation environnementale des projets de production de biomasse. 2014, 19 p. hal-01173028

HAL Id: hal-01173028

<https://hal.science/hal-01173028>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



Apports de l'économie de l'environnement à l'évaluation environnementale des projets de production de biomasse

Vincent Martinet¹

INRA, UMR210 Economie Publique, F-78850 Thiverval-Grignon, France.

vincent.martinet@grignon.inra.fr

Date : 07/04/2014

– Document préliminaire, version 1 –

Résumé :

Ce document fournit un guide méthodologique des méthodes d'évaluation environnementales utilisées en économie de l'environnement pour attribuer une valeur monétaire aux externalités environnementales. Il présente les différentes méthodes existantes et dresse un lien entre type d'externalité et méthodes utilisables pour les évaluer. Ces méthodes peuvent être utilisées pour coupler les approches d'Analyse en Cycle de Vie (ACV) et d'Analyse Bénéfices-Coûts (ABC). Un travail de recherche est en cours pour appliquer une ABC aux sorties des ACV agrocarburants.

¹ Ce travail a été réalisé dans le cadre d'un financement 3BCar. Il s'appuie sur le travail de stage de Guilhem Raspaud (master 2 EDDEE, 2013) et sur une collaboration avec Benoît Gabrielle (AgroParisTech, UMR EGC, benoit.gabrielle@agroparistech.fr). Il fait partie d'une série de documents visant à étudier les possibilités d'application des méthodes de monétarisation aux sorties d'ACV de systèmes de production d'agrocarburants.

Sommaire

I.	Introduction.....	3
II.	Les méthodes d'évaluation des actifs environnementaux : un guide pratique	5
1.	Les méthodes d'évaluation des actifs environnementaux.....	5
	Les méthodes de préférences révélées.....	5
	Les méthodes de préférences déclarées.....	8
	Les méthodes basées sur les activités économiques de production liées à l'environnement	11
2.	Quelles méthodes pour quels biens ?	13
3.	Difficultés et limites du transfert de valeur	16
4.	Les spécialistes de l'évaluation environnementale en France	16
III.	Conclusion	16
IV.	Bibliographie.....	17
V.	Bibliographie méthodologique.....	18

I. Introduction

La *bioéconomie*, dans sa définition courante d'économie liée au vivant², est désormais présentée comme une solution à de nombreux défis, tels que la sécurité alimentaire ou la définition d'une agriculture et d'une sylviculture durable. La production primaire agricole et forestière doit permettre « d'assurer un approvisionnement suffisant en produits alimentaires et autres produits d'origine biologique qui soient sûrs, sains et de haute qualité » (Défis Européens en matière de bioéconomie, H2020). Les systèmes de production doivent être durables et économes en ressources primaires, protéger les services écosystémiques associés, et participer à la préservation ou à la restauration de la diversité biologique. L'ensemble des filières doit avoir un impact limité sur le changement climatique, en maîtrisant leurs émissions de gaz à effet de serre.

Cette problématique est centrale pour le développement durable des bio-industries, telles que les bio-raffineries de seconde génération et les filières de conversion de la biomasse et des déchets. En effet, les filières de production d'agro-carburant de première génération ont été initialement présentées comme apportant des solutions à des problèmes environnementaux (substitution aux énergies fossiles notamment). La puissance publique française s'est ainsi précipitée dans un coûteux soutien à ces filières sans mener une évaluation impartiale des externalités. Or la communauté scientifique a rapidement mis en évidence des externalités environnementales négatives, directes et indirects, des effets sur les prix de matières premières agricoles, en particulier à cause de la compétition d'usage sur la ressource primaire et les sols que ces filières génèrent, et des effets de termes de l'échange bien peu favorables. Paradoxalement, les évaluations rigoureuses de ces filières n'ont eu lieu qu'une fois d'énormes coûts fixes investis. Ces évaluations ont conduit à remettre en question les aides publiques dont elles bénéficiaient, en particulier au niveau du Parlement européen et de la Commission. Les Etats membres qui n'avaient pas encore donné les incitations à investir ont pu tirer leur épingle du jeu, se rabattant sur des programmes moins ambitieux (Espagne), ou sur des technologies alternatives (Pays Bas) alors que la France se voit pourvues d'investissements qui tournent à peine à la moitié de leurs capacités, malgré des incitations fiscales qui exercent une ponction sur le contribuable comme le consommateur.

Plus généralement, les subventions publiques dommageables à l'environnement sont désormais très critiquées (CAS, 2012). Un travail d'évaluation *a priori* doit permettre d'éviter les erreurs passées. La production agricole de biomasse à finalité énergétique pouvant également générer des pollutions de l'air et de l'eau ayant des impacts environnementaux et sur la santé, il est important d'évaluer le potentiel économique, social et environnemental des filières valorisant la biomasse et les déchets avant de les soutenir avec de l'argent public.

Pour évaluer l'ensemble des impacts environnementaux d'un projet de production, les acteurs des filières ont progressivement (depuis une vingtaine d'année) adopté un outil : l'Analyse de cycle de

² Cette définition est celle utilisée dans les défis Européens de la recherche (Horizon 2020). <http://www.horizon2020.gouv.fr/cid74113/les-defis-europeens-matiere-bioeconomie.html> Elle semble protégée par les sciences étudiant la production et la transformation des produits du vivant plus que par les économistes ou les sciences de l'environnement. Elle se différencie de l'entendement historique du terme, qui faisait référence à l'équilibre entre développement économique et environnement, approche portée par le courant de l'économie écologique, et dans une moindre mesure par l'économie de l'environnement.

vie. La méthodologie de cet outil est très codifiée. Elle a pour objectif de recenser et d'évaluer l'ensemble des impacts environnementaux qu'un produit peut avoir. Les sorties de l'ACV, multidimensionnelles, sont cependant difficiles à intégrer à la prise de décision. Une évaluation plus agrégée est nécessaire pour tirer un bilan net d'une activité, en prenant en compte ces avantages et coûts économiques, mais aussi environnementaux. Une des solutions est de donner une valeur monétaire aux nuisances causées par ces activités sur l'environnement.

Cela nous amène à la problématique du présent rapport : Comment coupler des méthodes d'Analyse de Cycle de Vie (ACV) et d'Analyse Coûts-Bénéfices (ACB) ?

Il s'agit d'examiner dans quelle mesure les outils de l'économie publique et de l'économie de l'environnement peuvent être combinés aux outils d'ingénierie environnementale pour évaluer des projets ayant des impacts environnementaux multiples. Plus précisément, nous présentons des pistes pour conduire une Analyse Coûts Bénéfices (ACB) à partir des données d'impacts environnementaux fournies par les Analyses de Cycle de Vie (ACV). Ces dernières évaluent, pour un système de production donné, les émissions de polluant et leurs impacts, de manière quantitative. Ces impacts étant de nature très différente (pollution de l'air, de l'eau, écotoxicité,...), il n'est pas aisé de les ramener à une même unité pour les comparer. Une des pistes qui semble pertinente dans le débat actuel est celle de la monétarisation de ces impacts, afin de pouvoir sommer leur valeur et comparer le coût (environnemental/social) de ces pollutions aux bénéfices économiques de la filière étudiée.

Cette métrique monétaire n'est certes pas toujours satisfaisante (par exemple dans le cas de la biodiversité), mais elle constitue un complément utile à un faisceau d'indicateurs environnementaux. Un de ses intérêts est d'accorder un poids relatif, au travers du filtre des préférences des agents et donc de leur consentement à payer, à divers services environnementaux alors que des indicateurs environnementaux physiques ou biologiques n'établissent pas aisément d'échelles de valeur. Certes, ces pondérations implicites sont contestables sur un plan scientifique (par exemple, en matière de biodiversité un consommateur valorisera davantage la présence d'un dauphin que d'une tique, au grand dam d'un écologue qui mettra toutes les formes de biodiversité sur un plan équivalent). De plus, concernant la biodiversité, on demande souvent aux citoyens d'établir des choix qui demeurent artificiels et éloignés de leurs choix concrets concernant les biens et services courants. Mais les préférences qu'elles reflètent ont aussi un intérêt en dépit de leur fragilité.

Le rapport s'appuie donc sur une description des méthodes d'évaluation environnementale utilisées en économie de l'environnement (Bontems et Rotillon, 2007, CGDD, 2010). Il dresse le lien entre types d'impacts environnementaux à évaluer et méthodes utilisées, et présente un panorama des compétences d'évaluation en France (dans le monde universitaire principalement).

II. Les méthodes d'évaluation des actifs environnementaux : un guide pratique

Cette section présente de manière synthétique les approches développées en économie de l'environnement afin d'évaluer monétairement les actifs naturels. Après avoir présenté les principales méthodes, nous relierons le type de biens à évaluer à la (aux) méthode(s) appropriée(s), puis donnons des équipes de référence en France pour mener des études de ce type.

1. Les méthodes d'évaluation des actifs environnementaux

Il y a trois grands types de méthodes disponibles pour évaluer les actifs environnementaux. Ces méthodes ont pour objectif de déterminer la valeur d'un actif environnemental, donc, en quelques sortes, son « prix ». Les biens environnementaux étant généralement des biens non marchands, il n'est pas possible d'observer ce prix sur un marché bien défini. Les **méthodes des préférences révélées** utilisent les marchés d'autres biens et services et en déduisent la valeur d'un bien ou service environnemental sous-jacent. Ces méthodes se basent donc sur l'observation de prix réels et attribuent une partie de ces prix à la composante « environnementale » des biens échangés. Les préférences des consommateurs sont *révélées* par leurs choix. Lorsque de telles informations dérivées ne sont pas disponibles, un autre type de méthode repose sur les **préférences déclarées**. Il s'agit d'interroger les consommateurs / citoyens sur la valeur qu'ils accordent à un actif environnemental et de calculer une valeur à partir de leurs *déclarations*. Un troisième type d'approche repose sur des données économiques liées aux *productions* tirées de l'environnement ou au coût de remplacement de fonctions environnementales dégradées. Ces méthodes se basent sur les **activités économiques de production liées à l'environnement**.

Les méthodes de préférences révélées

Même lorsqu'ils sont non marchands, les bénéfices tirés des biens environnementaux peuvent être l'objet d'une activité économique marchande indirecte. Une partie des dépenses liées à ces activités peut être attribuée à l'environnement. Ce raisonnement est à la base de deux méthodes très utilisées en économie de l'environnement pour évaluer les actifs naturels : la **méthode des coûts de déplacement** et la **méthode des prix hédoniques**.

- La méthode des coûts de déplacement :

Cette méthode s'applique essentiellement aux activités récréatives comme la pêche, la chasse, le tourisme. Pour bénéficier des activités récréatives dans un site naturel, les individus consentent à faire des dépenses. Ces dernières constituent des prix implicites permettant d'estimer la valeur récréative du site. C'est le cas notamment des coûts de déplacement supportés pour se rendre à un site naturel.

Cette méthode a été utilisée à deux finalités. L'approche originale consiste à déterminer **la relation entre le nombre de visites et le coût** (de déplacement) de chaque visite. Cette information peut être utilisée, par exemple, pour déterminer un droit d'entrée au site et connaître la manière dont ce droit va affecter la fréquentation. Une variante de cette méthode vise à **comprendre les déterminants du choix d'un site** (pour une activité de plein air) plutôt qu'un autre. Cette approche se base sur les différences entre sites concurrents (niveau de différents attributs) et l'importance relative de chaque caractéristique.

Les étapes de la méthode des coûts de déplacement « traditionnelle » sont les suivantes :

1. Définition du site étudié (afin d'en fixer les limites géographiques).
2. Définition des usages récréatifs correspondant (quel est le but principale de la visite ? y'a-t-il plusieurs usages du site ?).
3. Choix du mode d'enquête. Il s'agit principalement de décider si l'enquête se fera sur le site ou hors site. Les deux choix présentent des avantages et des inconvénients. Interroger les individus sur le site permettra de mieux atteindre la population cible, cependant l'échantillon sera difficilement représentatif de la population globale (*biais de sélection*). Le mode d'enquête hors site permettra d'aboutir un échantillon représentatif, mais à un coût plus élevé.
4. Conception du questionnaire : Le questionnaire doit renseigner le but de la visite, les coûts supportés, ainsi que les caractéristiques socio-économiques pertinentes (revenu, éducation, situation familiale...).
5. Enquête et recueil des données : l'économiste de l'environnement recueille le montant dépensé pour la visite (y compris les coûts de déplacement), le nombre de visites et les caractéristiques individuelles des personnes enquêtées.
6. Construction de la fonction de demande : A partir de ces données, il est possible de construire une fonction reliant le coût d'accès au nombre de visites.³ A partir d'une telle fonction de demande, on peut déterminer le surplus du consommateur, qui est une évaluation du bien être généré par le site.

L'approche est un peu différente lorsque l'on cherche à caractériser les déterminants du choix d'un site. Il s'agit alors de modéliser le choix des individus selon les étapes suivantes :

1. Choisir le site à évaluer et définir les caractéristiques pouvant motiver le choix d'y aller. Il faut alors choisir des sites alternatifs dont les caractéristiques sont en partie différentes.
2. Un questionnaire aux visiteurs des sites détermine les sites visités et le nombre de visites, ainsi que les qualités perçues de chaque site et leur localisation par rapport au domicile de la personne enquêtée.
3. Un modèle économétrique est utilisé pour expliquer les réponses en fonction des caractéristiques des sites.
4. Cela permet de construire la fonction de demande de chaque site, et de calculer le surplus des usagers.

La méthode des coûts de déplacement permet d'obtenir une estimation relativement fiable des disponibilités à payer car basée sur des comportements de visite réels. L'approche a cependant certaines limites. Une des plus importantes est liée à la prise en compte du coût d'opportunité du temps. Dans cette approche, le temps de déplacement est comptabilisé comme un coût, généralement au salaire horaire. Cela représente généralement la part la plus importante du coût de déplacement. Or, tout le monde n'a pas le même coût d'opportunité du temps, et il est même possible que certains valorisent le trajet lui-même. Le résultat va donc être très sensible aux hypothèses faites sur cet aspect. Une autre limite est la difficulté de prendre en compte la congestion des sites dans la caractérisation de leur fréquentation.⁴ Le choix de l'échantillon est

³ On utilise pour cela soit un modèle de Poisson, soit une régression négative binomiale.

⁴ La congestion est une variable endogène qui est à la fois déterminant du choix de visite et qui en résulte.

également source de biais. Si l'enquête a lieu sur site, on a tendance à sous-estimer la disponibilité à payer car un certain nombre de visiteurs potentiels ont une disponibilité à payer positive mais inférieure au coût d'accès. Ils se verraient attribuer un zéro. Enfin, il est très dur d'isoler la valeur d'un site lorsque la visite de celui-ci est couplée à d'autres activités dans la région.

L'approche de sélection des sites souffre de certaines limites supplémentaires : le choix du panel de site « concurrents » proposé influence les résultats, de même que la liste des caractéristiques considérées pour décrire les sites, ainsi que leur estimation (selon des critères objectifs ou en fonction de la perception subjective des enquêtés).

- La méthode des prix hédoniques :

La méthode des prix hédoniques s'inspire fortement de la théorie des caractéristiques de Lancaster (1966). Cette méthode identifie un service environnemental en tant que caractéristique d'un bien (très souvent le logement). Par exemple la valeur d'un logement dépend du nombre de chambres, du fait d'avoir un jardin ou pas, de la proximité avec la station de train, mais aussi du niveau du bruit et de qualité de l'air dans le quartier. Les prix hédoniques cherchent à établir un **lien entre les niveaux de qualité environnementale et le prix du logement** et utilisent cette relation pour mesurer la valeur d'un changement dans la qualité environnementale. En utilisant les données de marché des transactions immobilières et en les recoupant avec les données environnementales, les économistes ont pu attribuer un prix à la qualité de l'environnement d'une habitation. Cette méthode se base sur deux étapes :

1. Estimation des fonctions de prix hédoniques : Afin d'établir un lien entre le prix du logement et le niveau de la qualité environnementale, le choix des variables à prendre en compte est très important. Celles-ci sont des caractéristiques du logement et doivent expliquer entièrement son prix. Ainsi le prix d'une maison dépend de variables liées au logement lui-même (nombre de chambres, jardin, garage...), de variables liées au quartier (commerces, école, éloignement au centre...), ainsi que de variables environnementales (qualité de l'air, nuisances sonores, vue, proximité d'un site naturel comme une rivière ou un bois). En faisant une régression économétrique du prix de vente du bien avec ses caractéristiques, il est possible de déterminer la fonction des prix hédoniques. Celle-ci permet d'établir un prix implicite pour chacune des caractéristiques. Cette valeur peut, dans un contexte lié à l'environnement, représenter le coût marginal d'une dégradation ou le bénéfice marginal d'une amélioration de la qualité environnementale. Il s'agit du montant monétaire qu'un agent économique serait prêt à payer pour l'augmentation de la qualité de l'environnement.
2. Estimation de la fonction de demande du bien environnemental : A partir des variations du niveau des attributs, des prix du logement associés, et des caractéristiques socio-économiques des acheteurs, l'économiste peut établir la fonction de demande relative au bien environnemental. Elle permet d'estimer la variation de bien-être associée à une variation de la qualité de l'environnement.

Cette approche est très efficace lorsque l'on dispose de suffisamment de données économiques (comme pour le marché de l'immobilier) et pour des biens environnementaux « compris » des acheteurs (proximité d'un site, qualité de l'air), comme le montre Sugden (2009). Elle repose cependant sur des hypothèses fortes (information parfaite, notamment sur l'attribut environnemental, fluidité du marché immobilier et équilibre de celui-ci). Elle est également soumise

à certaines limites. Tout d'abord, il faut éviter d'omettre certaines variables qui influencent le prix du bien (l'effet d'une variable omise est de modifier, à la hausse, la contribution d'autres variables au prix). Il faut aussi éviter la multicolinéarité (liée au fait que deux variables prises en compte sont corrélées entre elles, par exemple, la superficie d'une habitation et le nombre de chambres). Il est également difficile de définir la taille du marché influencé par le bien environnemental à estimer (quartier ou ville entière). Enfin, la différence entre qualité perçue et qualité réelle peut influencer les résultats, ainsi que l'anticipation d'un changement de qualité.⁵

Les méthodes de préférences déclarées

Une manière directe d'estimer la valeur de l'environnement est de demander l'avis des individus (consommateurs, citoyens). Il y a pour cela deux méthodes principales. La méthode de l'**évaluation contingente** consiste à présenter un scénario aux individus et de leur demander ce qu'ils sont prêts à payer pour sa mise en œuvre, afin d'estimer la valeur totale d'un bien environnemental (l'évaluation est contingente à un scénario contextuel). La méthode des **choix expérimentaux** (choice experiments) présente plusieurs choix aux individus afin de connaître la valeur qu'ils accordent à certains attributs d'un bien environnemental considéré.

- L'évaluation contingente :

Cette méthode se base sur les préférences déclarées. Elle consiste à interroger les agents sur ce qu'ils sont prêts à payer ou à recevoir pour bénéficier/subir une dégradation du bien environnemental. Il s'agit de la méthode la plus utilisée pour évaluer un bien environnemental et également la plus controversée. Elle se déroule en 5 étapes :

1. La définition du marché hypothétique : cette étape consiste à définir un scénario de référence (ce qui se passerait en l'absence d'intervention) et à proposer un changement environnemental (d'ampleur et de durée données). Cette étape définit également la population à enquêter ainsi que les raisons pour lesquelles les individus décideraient de payer pour le changement environnemental. Le mode de paiement est également spécifié (don, impôts...).
2. La déclaration de valeur : La deuxième étape consiste à collecter les valeurs déclaratives auprès de la population enquêtée. Cela peut se faire par téléphone, par questionnaire papier (ou électronique), ou par entretien face à face. Bien que moins coûteuse, l'enquête par courrier a un taux de réponse plus faible et peut produire de la donnée incomplète. L'entretien direct facilite la compréhension du questionnaire par les répondants et permet d'avoir des données de meilleure qualité. Lors de cette étape, après une description du bien à valoriser et des modalités de mise en œuvre et de paiement, l'individu est interrogé sur son consentement à payer. Pour lui faire révéler cette valeur, il y a plusieurs modalités possibles : la carte de paiement (liste de plusieurs montants, le répondant devant choisir le montant maximum qu'il est disposé à payer), la question ouverte, le choix dichotomique simple (« êtes-vous, oui ou non, disposé à payer tel montant ? ») ou le choix dichotomique répété

⁵ Si un projet visant à améliorer la qualité de l'environnement est prévu, le prix de l'immobilier va augmenter par anticipation. Cela est également vrai pour l'anticipation de programmes de conservation. Si les acteurs privés anticipent qu'un organisme va racheter les terres pour en faire des réserves, le prix de celles-ci augmente avant même la mise en place du programme de rachat (Armsworth et al., 2006).

(en augmentant le montant en cas d'acceptation du choix précédent et en le diminuant en cas de refus).

3. L'estimation de la disposition à payer : Il s'agit de relier le montant déclaré par la personne enquêtée à un ensemble de variables socio-économiques collectées au moment de l'enquête, afin d'en comprendre les déterminants. Il est alors possible, par des méthodes économétriques, d'estimer le consentement à payer à partir des données récoltées.⁶
4. L'agrégation des résultats : Il s'agit d'extrapoler les réponses de l'enquête à une population plus large. Cela peut être fait en utilisant la valeur moyenne ou médiane obtenue dans l'échantillon (si l'échantillon est représentatif), ou en utilisant les variables explicatives des régressions sur l'échantillon pour relier les caractéristiques de la population à la disposition à payer globale. La difficulté principale de cette étape consiste à choisir le niveau adéquat d'extension de la valeur estimée (fraction de la population, population locale, ensemble plus large).
5. L'évaluation de l'étude : la dernière étape consiste à valider la qualité de l'étude en vérifiant quelques caractéristiques des réponses. Il s'agit notamment de la portée de l'étude (s'assurer que la disponibilité à payer pour un bien est inférieure à celle pour un ensemble de bien incluant le bien à évaluer), de la convergence des valeurs (si plusieurs méthodes ont été utilisées ou si des biens similaires ont été estimés par ailleurs), du taux de réponses protestataires (nombre de « faux zéros » qui indiquerait qu'il y a une faille dans la description du marché hypothétique).

La méthode de l'évaluation contingente souffre cependant de certaines **limites** dont nous décrivons ici les plus importantes : Le *biais hypothétique* est lié au fait que, malgré tout le soin apporté à la description du marché hypothétique, le consentement à payer pour un bien « abstrait » sera différent du comportement sur un marché réel. Il y a toujours une incertitude sur le montant déclaré. Le *choix du mode de réponse* induit aussi un biais. La question ouverte peut entraîner des réponses aberrantes (si le répondant n'est pas familier avec le bien à évaluer, il peut donner des valeurs extrêmes, induisant une forte variance de la valeur sur l'échantillon). La méthode du choix dichotomique répété a le mérite de mettre le répondant face à son propre choix, et, par tâtonnement, d'ajuster sa réponse. Cette méthode peut cependant aboutir à une valeur surestimée, car il est toujours plus valorisant de répondre « oui » à une question « Etes-vous prêt à payer pour l'environnement ? ». Elle peut aussi induire un *biais d'ancrage*, le répondant gardant la première valeur proposée comme une référence influençant l'ordre de grandeur de sa disponibilité à payer. La *nature et la qualité des informations fournies* au répondant peuvent aussi influencer la réponse. Il faut fournir suffisamment d'information pour que le scénario environnemental soit bien compris et crédible, mais sans influencer les préférences des enquêtés. Le *mode de paiement*, et en particulier le fait qu'il s'agisse d'un paiement volontaire ou non volontaire, induit aussi des biais. La manière de « contribuer » à la préservation de l'environnement influence sur la disponibilité à payer (les taxes sont moins bien perçues que les approches volontaires ou les dons à une association). Il peut

⁶ Techniquement, lorsque les données sont relatives à des déclarations à la carte, leur traitement ne permet d'obtenir que des intervalles de confiance pour le consentement à payer moyen. La réponse à une question ouverte permet, elle, d'établir une régression entre les variables explicatives (âge, sexe, revenu, niveau d'éducation...) et la variable à expliquer (le consentement à payer) et, ainsi, de construire une fonction d'enchère. Lorsque les résultats se basent sur des choix dichotomiques, il est possible d'appliquer une approche basée sur un modèle utilitariste aléatoire qui « expliquerait » les réponses en fonctions de variables observables et de variables non observables, surtout lorsque le montant proposé a été tiré au sort.

également y avoir un *biais stratégique* lorsque le répondant anticipe que sa réponse peut influencer une politique publique qui l'affectera.

- Les choix expérimentaux :

Cette méthode se base sur la théorie des caractéristiques de Lancaster (1966). Selon cette théorie, on ne désire pas un bien en tant que tel mais pour l'association des caractéristiques qui le composent. Ainsi si deux biens diffèrent par un certain nombre de caractéristiques dont une caractéristique environnementale, il est possible de déduire un prix relatif associé à cette caractéristique. La méthode se déroule en six étapes :

1. Identification des attributs et de leurs niveaux de qualité. Ces attributs doivent être pertinents pour le choix de l'individu et susceptibles de varier, par exemple sous l'effet d'une décision publique.
2. Identification de la population à interviewer (comparable à la méthode précédente).
3. Identification des différents types de choix proposés. Il s'agit de construire un ensemble de choix multi-attributs qui seront proposés pendant l'expérience. Chaque choix combine différents niveaux pour chaque attribut (dont un niveau pour l'attribut environnemental) ainsi qu'un montant financier. La construction de l'ensemble de choix est primordiale pour préparer le travail d'analyse statistique des réponses.
4. Expérience/enquête : L'individu est soumis à une série de choix entre différentes combinaisons des attributs à des coûts spécifiques. A chaque choix, il indique sa préférence parmi les combinaisons proposées.
5. Modélisation statistique : L'analyse statistique⁷ des choix faits par l'individu permet de pondérer la contribution relative de chaque attribut au choix, donc aux préférences. Il est en particulier possible de déterminer un équivalent monétaire à la valeur de l'attribut environnemental.
6. Estimation du consentement à payer : la dernière étape consiste à estimer le consentement à payer d'une population à partir de la valeur des coefficients associés aux attributs, et en particulier à la variable environnementale.

Cette approche a l'avantage de révéler des arbitrages entre plusieurs attributs plutôt que de simplement demander « un prix » aux enquêtés. Cette méthode permet également de classer des options sans recourir à une évaluation monétaire lorsque le montant financier ne fait pas parti des attributs considérés. Elle est de plus en plus utilisée pour l'aide à la décision publique.

L'approche des choix expérimentaux a cependant des limites. La plus importante est que le modèle statistique repose sur l'hypothèse que tous les individus accordent la *même importance aux différents attributs*. Une solution consiste à segmenter l'échantillon en sous groupes homogènes selon certaines caractéristiques socio-économiques (âge, revenu, niveau d'éducation), mais cela reste arbitraire et n'est faisable que si l'échantillon est large. Par ailleurs, pour que les résultats soient fiables, il est nécessaire que *l'ensemble des attributs* d'un choix soit spécifié et bien décrit aux

⁷ On utilise généralement un modèle logit conditionnel qui permet de relier la variable dépendante (probabilité de classer une alternative multi-attribut au dessus d'une autre) aux variables explicatives (la valeur des attributs). La variation d'une modalité (valeur d'un attribut) modifie la probabilité de sélection de l'alternative.

personnes interrogées. Cette approche souffre également du *biais de marché hypothétique*. Enfin, la valeur de l'actif environnemental ne peut être séparée du *contexte* (niveau des autres attributs).

Les méthodes basées sur les activités économiques de production liées à l'environnement

Les actifs environnementaux et les ressources naturelles participent à la production économique, de manière directe ou indirecte. De ce fait leur qualité et leur quantité ont un impact sur les prix et les coûts de production d'autres biens marchands. Un changement dans la qualité de l'environnement pourra se répercuter dans le reste de l'économie par la variation des prix et des quantités d'autres biens. Ces variations de valeurs peuvent être attribuées à l'actif environnemental. Deux grands types de services peuvent être évalués par ces méthodes : la production et la consommation de bien utilisant l'environnement, et la protection d'activités économiques ou de la santé humaine. Ces méthodes sont basées sur les **fonctions de production**.

- Fonctions de production pour un service marchand :

Lorsqu'un actif environnemental a un rôle de facteur de production, il est possible d'évaluer celui-ci en fonction de la production associée. D'un point de vue direct, cela peut se faire en mesurant la perte de production (ou de productivité) associée à la diminution de la quantité ou qualité du bien environnemental. De manière plus indirecte, les approches de type « dose-réponse » ou de fonction de dommages (lorsque l'on considère des productions « négatives » ayant un coût) utilisent aussi le même raisonnement.

Un exemple de cette approche consiste à mesurer les pertes de rendement agricole dues à l'érosion des sols. La perte monétaire occasionnée par ce changement est le produit de la variation de la quantité produite et du prix de marché. Techniquement, pour mesurer l'impact de l'érosion des sols sur la production agricole, il faut tout d'abord estimer une fonction de dommages physiques reliant la baisse des rendements agricoles à la perte de la profondeur de la couche arable due à l'érosion. Ensuite, la fonction de dommage obtenue (exprimée en perte de rendement) est multipliée par le prix ou le coût estimé. Le problème de cette approche est qu'elle ignore les possibles modifications de comportement économique des individus affectés par ce changement. Par exemple, un fermier confronté à l'érosion pourra décider de cultiver d'autres cultures plus tolérantes à l'érosion des sols ou modifier la répartition des autres facteurs de production dans leur contribution à la production, si bien que la diminution de la production observée ne sera pas simplement due à la variation de qualité environnementale, mais dépendra aussi de changements induits sur d'autres marchés. Le calcul « physique » (variation de quantité x prix) sera donc intéressant pour obtenir un ordre de grandeur des conséquences de court terme des dégradations environnementales, mais conduira à une surestimation des pertes à plus long terme.

Des améliorations méthodologiques plus récentes permettent de prendre en compte (en partie) ces effets d'adaptation des comportements aux changements environnementaux. Il s'agit principalement de replacer les effets de marché étudiés dans un contexte plus général, et de prendre en compte l'effet global sur le système de prix. Cela permet de prendre en compte les phénomènes de substitution et de report des dépenses vers d'autres biens et services. La variation de bien-être lors d'un changement de qualité environnemental est la somme des variations de bien-être sur chacun des marchés impactés (directement et indirectement). Cette somme des changements des surplus des producteurs et des consommateurs fournit une mesure du consentement à payer global pour améliorer la qualité de l'environnement.

Ces méthodes, qui se basent sur l'observation des comportements sur les marchés, requièrent de dépasser certaines difficultés. La plus importante est que *la modélisation des effets d'un changement environnemental sur la production et la consommation nécessite de nombreuses connaissances du fonctionnement des écosystèmes, mais aussi des marchés impactés par les changements de production*. Il faut donc beaucoup de données écologiques et économiques. Par ailleurs, beaucoup d'effets économiques induits s'étalent dans le temps et ont en retour des effets sur l'environnement. L'utilisation de modèles dynamiques décrivant l'évolution de l'écosystème et du système économique ainsi que leurs interactions serait plus appropriée, bien que très difficile à mettre en place.

- Méthode des dépenses de substitution :

Cette méthode considère qu'il existe une substituabilité entre la qualité de l'environnement et certains biens. Par exemple, l'autoépuration des eaux usées peut s'effectuer par les zones naturelles. Cependant lorsque celles-ci sont dégradées, il est nécessaire de remplacer ce service par la construction de stations d'autoépuration qui se substitueront au service écosystémique perdu. Ainsi le coût de la construction de ces stations est une mesure du service d'autoépuration rendu par les zones humides. Cette approche est très utilisée pour évaluer les services écosystémiques. Cependant, la contrainte budgétaire peut limiter les dépenses de compensations possibles, et ainsi mener à une valeur sous-estimée du service environnemental.

- Evaluation du rôle protecteur de l'environnement :

Lorsque l'environnement fournit une protection face à un dommage potentiel (inondation, coulée de boue ou avalanche...), il est possible d'utiliser le type de méthode décrit dans cette section pour évaluer le service rendu par l'environnement. La valeur du service est alors égale au montant des dommages évités. Pour évaluer ce dommage évité, il est nécessaire d'estimer la modification du risque environnemental liée au changement de qualité de l'environnement (par exemple, l'augmentation du risque d'inondation suite à la destruction d'une forêt ripisylve), et de calculer le dommage économique associé.

- Dépenses de protection :

Une dégradation de l'environnement est synonyme de perte d'utilité. Afin de ne pas/moins subir les nuisances occasionnées par cette dégradation, les ménages consomment des biens et des services dont les fonctions jouent un rôle d'atténuation. Par exemple, pour la pollution sonore les ménages achètent des doubles vitrages ; pour la pollution de l'air, ils installent des systèmes de climatisation. La méthode des dépenses de protection vise à comptabiliser ces dépenses et à les attribuer à la valeur (perdue) de la qualité environnementale.

Cette méthode est loin d'être parfaite et présente des failles : Elle nécessite la collecte de nombreuses informations pour chaque individu. Il faut par ailleurs être capable de distinguer une dépense faite pour se protéger de la pollution des autres dépenses. La perception des effets de la pollution sur la santé étant imparfaite, certaines personnes pourraient avoir intérêt à se protéger mais ne le font pas. Cela peut aussi être le cas pour les gens ayant des contraintes budgétaires ne leur permettant pas de se protéger de la dégradation environnementale. Il existe également des comportements de protection sans consommation directe (par exemple, se tenir éloigné d'une zone

polluée). Enfin, pour certains problèmes d'environnement, il existe peu de biens de protection (la pollution de l'air par exemple). Globalement, cette approche a tendance à sous-estimer les coûts d'une dégradation environnementale. Par exemple, lors du recours au double vitrage pour se protéger de la pollution sonore, le coût de cette pollution est comptabilisé par les dépenses en double vitrage mais il faudrait également prendre en compte le « coût », en termes de bien-être, de ne pas ouvrir ses fenêtres.

2. Quelles méthodes pour quels biens ?

Nous avons vu qu'il existe plusieurs méthodes d'évaluation de l'environnement permettant d'attribuer une valeur monétaire aux actifs naturels. Chaque méthode a cependant ses spécificités et ses limites, ce qui restreint leur application à certains types de biens et services écosystémiques. Il n'y a pas de panacée et le modélisateur doit bien mesurer les limites de(s) approche(s) qui sera(ont) sélectionnée(s). Dans cette section, nous décrivons quels types de biens et services environnementaux peuvent être évalués avec quel type de méthode.

Une analyse de la littérature sur l'évaluation environnementale⁸ montre que l'on peut distinguer quatre types de services environnementaux évalués par les méthodes décrites ci-dessus :

- Les impacts sur la santé
- La participation à la production économique
- L'offre d'activités récréatives
- Les aménités environnementales liées aux milieux naturels et aux paysages

Les impacts sur la santé font l'objet de méthodes particulières, qui dérivent de celles utilisées en économie de la santé, comme décrit dans l'encadré suivant.

⁸ Nous avons étudié les bases de données EnValue (Environmental Valuation database) et EVRI (Environmental Valuation Reference Inventory) qui recensent les études de valorisation en économie de l'environnement. Ces bases concernent plusieurs milliers d'études.

Environnement et santé

Il existe une autre catégorie de méthodes d'évaluation environnementale, basée sur les approches utilisées en économie de la santé. Lorsqu'une décision en matière de santé publique ou de sécurité aux personnes a des coûts (par exemple, lutter contre l'obésité ou aménager un carrefour dangereux), il faut mettre ceux-ci en regard avec les bénéfices escomptés. En économie de la santé, il existe deux approches permettant d'évaluer monétairement une décision ayant des impacts sur la santé et la vie humaine : l'approche de la *mortalité* qui se base sur la valeur de la vie déclarée par les individus, et l'approche de la *morbidité* qui cherche à évaluer les répercussions économiques de la maladie.

- Coût de la mortalité : Ce coût est évalué sur la base du concept de **valeur statistique de la vie**. Cette valeur peut être calculée par la méthode de l'évaluation contingente (en présentant des scénarios de mesures permettant de sauver des vies et en mettant leur coût public en regard), par la méthode des prix hédoniques (en reliant le salaire observé au risque de mortalité d'une activité professionnelle) ou par la méthode du capital humain (en définissant la valeur de la vie humaine comme la somme des richesses générées par l'individu durant sa vie). Cette valeur statistique permet de calculer la **valeur d'une année de vie**, et d'évaluer le coût social d'un décès en fonction de l'âge de la personne, de sa catégorie socioprofessionnelle...
- Coût de la morbidité : Ce coût correspond au coût des maladies, qui se décompose en **coût de traitement** (dépenses de la collectivité pour résorber ou limiter les pathologies, par exemple par médication ou hospitalisation), **perte de salaire ou de productivité** (liée aux arrêts maladies ou aux handicaps résultants de la maladie) et **coût de la souffrance** (évalué par la méthode d'évaluation contingente).

Ces approches ont beaucoup été utilisées dans le cadre de l'analyse coût-bénéfice des systèmes d'aménagement des transports routiers. Ces calculs servent à mettre en rapport le coût d'une infrastructure avec le gain social correspondant (diminution du risque d'accident). Lorsque la qualité de l'environnement influence la santé humaine, il est possible d'utiliser ces mêmes approches. Elles ont notamment été utilisées pour chiffrer le coût de la pollution atmosphérique (ozone, particules fines) et ses impacts sur les pathologies respiratoires.

Lorsque la dégradation de l'environnement a des impacts sur la santé humaine et qu'il est possible de quantifier ces impacts à l'aide de fonctions dose-réponse, la valorisation de la mortalité et de la morbidité engendrée par cette dégradation fournissent une valeur à la qualité de l'environnement. Les trois biens environnementaux évalués de la sorte sont la qualité de l'air (et la présence de différentes molécules, telles que l'ozone, les sulfates, les particules fines, le plomb et le monoxyde de carbone), celle de l'eau (sur la potabilité) et le niveau de radiation.

La participation à la production économique des actifs environnementaux est principalement utilisée pour les secteurs tels que la pêche, l'agriculture et la sylviculture, qui bénéficient des services écosystémiques d'approvisionnement (usage direct) et de régulation (usage indirect). Une dégradation de la qualité de l'écosystème induira généralement une perte de productivité. Il peut, cependant, y avoir des arbitrages entre qualité de l'environnement et des services écosystémiques fournis d'une part, et quantité produite d'autre part. C'est par exemple le cas lorsque l'exploitation intensive d'un milieu réduit certains services écosystémiques comme la biodiversité au profit des services d'approvisionnement soutenant la production. Ces participations à la production économique, qu'elles soient directes ou indirectes, sont principalement évaluées à l'aide des approches de préférences révélées et des fonctions de production (coûts de protection, coût de remplacement du service écosystémique par un processus coûteux, modification de la productivité, méthode des prix hédonique si l'actif environnemental fait l'objet de transactions, comme pour la qualité de la terre). Les actifs environnementaux concernés sont la qualité de l'air (notamment la concentration en ozone), la qualité de la terre (surtout pour valoriser le coût de l'érosion des sols par le changement de productivité), les forêts (voir le détail des services rendus et méthodes dans la section suivante) et la qualité de l'eau. Cette dernière est évaluable de plusieurs manières. Il est possible d'évaluer, comme pour la qualité de l'air, l'impact de la variation du taux d'une substance (le sel par exemple) sur la production (le rendement agricole) par des méthodes basées sur le changement de productivité. Il est également possible d'évaluer l'impact d'une dégradation de la qualité de l'eau au travers des dépenses venant compenser ces dégradations (système de potabilisation, eaux en bouteille) par la méthode des coûts de remplacement. La valeur d'un court d'eau pourrait également être estimée par le montant des recettes issues de la pêche professionnelle (valeurs marchande de la production) ou récréatives (méthode des coûts de déplacement). Les méthodes de préférences déclarées commencent à être utilisées pour ce type de bien également, notamment sur la qualité de l'eau. Plus de détails sur l'évaluation des milieux aquatiques sont donnés dans la section suivante.

L'offre d'activités récréatives peut être évaluée aussi bien par une méthode de préférences révélées (par exemple, la méthode des coûts de déplacement) que par une méthode de préférences déclarées (évaluation contingente). Il s'agit d'usages directs ou indirects liés aux services écosystémiques à caractère social. Ce type de « service écosystémique » a été l'un des premiers étudiés par les économistes de l'environnement. Il concerne les zones naturelles (parcs, grands espaces), les plages et les estuaires, les rivières et les lacs, ainsi que les forêts. La présence d'espèces peut aussi être évaluée comme cela (dans ce cas, c'est la fonction écosystémique de maintien de la biodiversité d'un habitat naturel qui est évaluée). Les résultats sont cependant très spécifiques à chaque site et peu transférable. Les méthodes, elles, sont par contre transposables assez facilement. Les méthodes de

préférences déclarées commencent à être utilisées pour ce type de bien également, notamment pour estimer la valeur patrimonial (de leg) d'un site ou d'une espèce.

Les aménités environnementales liées aux milieux naturels et aux paysages sont évaluables au-delà de l'offre d'activités récréatives qu'elles fournissent. Si les individus sont prêts à effectuer des dépenses monétaires pour bénéficier des aménités environnementales d'un site éloigné de leur domicile, certains sont même prêts à s'installer à proximité de ce site pour bénéficier « en continu » de ses aménités environnementales (qualité du cadre de vie). Cette valeur attribuée à un site et à ses aménités est évaluable par des approches basées sur les préférences révélées, et notamment par la méthode des prix hédoniques. Il s'agit ici de révéler une valeur d'usage indirect de l'environnement. Cette approche peut s'appliquer à une plage, une forêt, une rivière ou un lac, ou n'importe quel autre paysage. La valeur de ces biens environnementaux sera évaluée à travers la différence de prix de deux biens immobiliers aux caractéristiques identiques mais l'un situé à proximité d'une de ces aménités et l'autre situé plus loin.

Afin de mieux illustrer ces relations entre biens environnementaux et méthodes d'évaluation, nous détaillons dans la section suivante les services écosystémiques fournis par les trois milieux naturels dominants des écosystèmes auvergnats, la forêt, les milieux prairiaux ouverts et les milieux humides et aquatiques, ainsi que les méthodes adaptées pour évaluer ces services. Avant cela, nous donnons un panorama des équipes universitaires menant des évaluations environnementales en France.

3. Difficultés et limites du transfert de valeur

L'état actuel des connaissances sur l'évaluation économique de l'environnement est tel qu'il n'est pas possible de procéder à des transferts de valeur systématique pour évaluer les actifs environnementaux ou les services écosystémiques (Boyer, 2013). Les chiffres présentés dans les différentes études et synthèses répertoriées dans ce document doivent être considérés avec précaution. Ils permettent d'avoir des ordres de grandeur en tête pour relativiser l'importance des différents services.

4. Les spécialistes de l'évaluation environnementale en France

Un analyse exhaustive (réalisée en juillet 2013) des études françaises d'évaluation environnementale recensées dans la base de donnée EVRI a permis de dresser un tableau décrivant les compétences françaises en matière d'évaluation de l'environnement.

[FICHER ANNEXE : Qui_fait_quoi.xlsx]

III. Conclusion

Ce document a présenté des éléments permettant d'argumenter en faveur de la prise en compte de l'environnement dans la décision publique et privée. Il a également montré que la valeur des actifs environnementaux peut être évaluée économiquement. Même si les méthodes d'évaluation donnent des montants discutables, ces chiffres, bien qu'incertains, peuvent être utilisés pour souligner la valeur de l'environnement et des services écosystémiques.

Le ministère chargé de l'écologie travaille actuellement sur le projet EFES (Evaluation Française des Ecosystèmes et Services Ecosystémiques). L'objet du projet est de créer des fiches par service écosystémique, en décrivant le service, les fonctions écologiques et les mécanismes bio-physico-

chimiques associés, le lien entre le service et les activités humaines, la méthode d'évaluation adaptée, et le recensement des données (existantes ou manquantes) pour procéder à l'évaluation économique. Ce travail en cours est, dans l'esprit, comparable à ce qui a été réalisé dans la présente étude. Une fois abouti, il pourra servir de complément aux éléments présentés ici.⁹

IV. Bibliographie

Armsworth P., Daily G., Kareiva P. et Sanchirico J. (2006) « Land market feedbacks can undermine biodiversity conservation », *PNAS* 103(14) :5403-5408.

Bontems et Rotillon (2007) *L'économie de l'environnement*. 3^{ème} édition. Collection Repères, La Découverte.

Boyer J.-P. (2013) « Évaluation économique de biens et services environnementaux par la méthode du transfert de bénéfices », Essai de Maîtrise sous la direction de Jie He, Université de Sherbrooke, Canada.

Brahic E. et Terreaux J.-P. (2009) « Evaluation économique de la biodiversité, Méthodes et exemples pour les forêts tempérées », *Savoir faire*, Editions Quae, 199 p.

CAS (2012) 'Les aides publiques dommageables à la biodiversité', Rapport 2012 n°43 du Conseil d'Analyse Stratégique.

CGDD (2010) « Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France », Commissariat Général au Développement Durable, Etudes et documents n°20, mai 2010.

CGDD (2010b) « Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire », *Revue du Commissariat Général au Développement Durable*, Décembre 2010.

CGDD (2011) « Les méthodes et les valeurs de référence pour la valorisation des services rendus par les zones humides », Commissariat Général au Développement Durable, Economie et Evaluation n°97, septembre 2011.

Chevassus-au-Louis et al. (2009) « Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes ; Contribution à la décision publique », Conseil d'Analyse Stratégique, Rapports et documents, avril 2009.

Cook D. et VanHaverbeke D. (1971) « Trees and shrubs for noise abatement », monographie, 77p.

⁹ Concernant plus spécifiquement la valorisation de la biodiversité et des services écosystémiques, on peut mentionner le rapport de la FRB (Maitre d'Hôtel et Pelegrin, 2012) sur les valeurs de la biodiversité. Celui-ci dresse un premier état des lieux de la recherche sur le sujet en France, et sur la manière dont les différentes disciplines abordent la question de cette valeur. Cette étude dresse un panorama des savoirs faire en France et propose des pistes de recherche (et d'animation de la recherche) pour le développement des travaux sur le thème. L'analyse n'en est pas encore au stade de discussion sur la mise en commun des résultats et le transfert.

Farber S., Costanza R., Childers D. et al. (2006) « Linking Ecology and Economics for Ecosystem Management », *BioScience* 56(2), p. 121-133.

Maitre d'Hôtel E., Pelegrin F. (2012). Les valeurs de la biodiversité : un état des lieux de la recherche française. Rapport FRB, série expertise et synthèse, 2012, 48 p.

Gallai N., Salles J.-M., Settele J. et Vaissière B. (2009), « Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline », *Ecological Economics*, 68, 810-821.

Lancaster K. (1966) "A New Approach to Consumer Theory." *Journal of Political Economy*, 74, 132-157.

Mission Economie de la Biodiversité (2013) « Comprendre les paiements pour services écosystémiques : des vertues du concept aux défis de la mise en œuvre », 5 p.

Montagné C. et Niedzwiedz A. (2007) « Évaluation économique des bénéfices marchands et non marchands de la forêt française », *Forêt entreprise* 176, p.31-34

Scherrer V. (2002), « Réinventer la chasse pour le XXIe siècle », rapport au Conseil économique et social, 266 p.

Seguin B., Arrouays D. et al. (2007), « Moderating the impact of agriculture on climate », *Agricultural and Forest Meteorology*, 142, 278-287.

Soussana J. F., Loiseau P. et al. (2004), « Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands », *Soil Use and Management*, 20, 219-230.

Sugden R. (2009) Market simulation and the provision of public goods: a non-paternalistic response to anomalies in environmental evaluation. *Journal of Environmental Economics and Management*, 57, 87-103.

Sukhdev et al. (2010) *Mainstreaming the Economics of Nature: A Synthesis of the Approach, Conclusions and Recommendations of TEEB*, The Economics of Ecosystems and Biodiversity, Rapport de synthèse Octobre 2010, 39p.

Tardieu H. (2005), « Water management for irrigation and environment in a water-stressed basin in South West France », in Svendsen M. (ed.), *Irrigation and River Basin Management*, CAB International.

V. Bibliographie méthodologique

Méthode d'évaluation de l'environnement (général)

<http://www.management.free.fr/recherche/contenucongres/AFC/p106.pdf>

ftp://ftp.mrnf.gouv.qc.ca/Public/Defh/Publications/Archives/Reveret%20et%20al%202008_Reflexions%20sur%20les%20methodes%20estimation.pdf

http://www.com.univ-mrs.fr/~boudouresque/Master_Oceanographie_Biologie_Ecologie_Marine/Cours_UE_45_Tomini_2007_Evaluation_2.pdf

<http://www.cerna.ensmp.fr/Documents/MA-CalculEnv.pdf>

Méthode d'évaluation spécifique

Méthode des choix expérimentaux :

<http://www.economie-environnement.alsace.developpement-durable.gouv.fr/article25.html>

Méthode des coûts de déplacement

http://www.economie.eaufrance.fr/base_domages/etu/etude_63_1156935673.pdf

http://www.eau-loire-bretagne.fr/espace_documentaire/documents_en_ligne/fiches_de_synthese/annee_2009/IIB1438.pdf

Méthodes statistiques

Econométrie

http://zhigangchen.free.fr/Econometrics/Eco.Avanced/Varqual_3_b.pdf

Méthode de box cox

<http://statit-jyce.blogspot.fr/2010/05/transformation-de-box-cox.html>

Modele logit conditionnel

<http://www.xlstat.com/fr/produits-solutions/fonctionnalite/modele-logit-conditionnel.html>

Random utility model

https://www.msu.edu/user/lupi/aec891/aec891_rum_tcm_chapter.pdf

Autres

Indice du bruit

http://www.acnaw.be/opencms/opencms/fr/bruit/general/indicateurs_bruit/niveau_equivalent/