

Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux

Actes du séminaire du 15 décembre 2010

ÉCONOMIE ET ÉVALUATION



Présent
pour
l'avenir

**Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD)
du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)**

Titre du document : Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux –
Actes du séminaire du 15 décembre 2010

Directrice de la publication : Françoise Maurel

Auteur(s) : Arthur Katosky, Franck ARNAUD, Lucie CALVET, Nathalie
DUBREUX, Hélène GAUBERT, Julien HARDELIN, Christine
LAGARENNE, Vincent MARCUS, François MARICAL, Delphine
MORANDEAU, Christophe POUPARD

Date de publication : Octobre 2011

Ce document n'engage que ses auteurs et non les institutions auxquelles ils appartiennent.
L'objet de cette diffusion est de stimuler le débat et d'appeler des commentaires et des critiques.

Table des matières

OUVERTURE	3
ATELIER 1 : « MÉTHODES DE VALORISATION »	7
L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ :	
UN EXEMPLE D'ÉTUDE, APPLIQUÉE À L'ARCHIPEL DU FRIOUL.....	9
LES COÛTS EXTERNES DU TRAITEMENT DES DÉCHETS :	
UNE COMPARAISON DÉCHARGES / INCINÉRATION PAR LA MÉTHODE EXTERNE.....	14
LA VALEUR STATISTIQUE DE LA VIE HUMAINE	16
L'ÉVALUATION DES COÛTS ASSOCIÉS AU MAINTIEN DU CAPITAL NATUREL	19
DÉBAT – ATELIER 1	23
ATELIER 2 : « AGRÉGATION DES VALEURS »	25
QUELQUES QUESTIONS SOULEVÉES PAR L'AGRÉGATION DES VALEURS	27
MONÉTARISATION DES IMPACTS ENVIRONNEMENTAUX ET AGRÉGATION.....	36
DÉBAT – ATELIER 2	41
ATELIER 3 : « TRANSFERT ET SPATIALISATION »	43
LE TRANSFERT DE VALEURS : DÉFINITIONS, PRINCIPES.....	45
QUELQUES DIFFICULTÉS DU RECOURS AU TRANSFERT DE VALEUR	48
LE TRANSFERT DE BÉNÉFICES : APPLICATION À DES COURS D'EAU DU BASSIN RMC.	54
LA SPATIALISATION DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES FORESTIERS ?.....	60
DÉBAT – ATELIER 3	63
ATELIER 4 : « ACTUALISATION ET PRIX RELATIFS »	64
LA COHÉRENCE DES PRIX DE RÉFÉRENCE DES VALEURS ENVIRONNEMENTALES.....	66
PROBLÉMATIQUE DE L'ACTUALISATION DANS L'ÉVALUATION ÉCONOMIQUE DES CHANGEMENTS	
CLIMATIQUES.....	69
PRATIQUE DU TAUX D'ACTUALISATION ET RISQUE DES PROJETS	74
DÉBAT – ATELIER 4	79
LE POINT DE VUE DES UTILISATEURS	80
CLÔTURE	84
ANNEXE : INVITATION ET PROGRAMME	89

Résumé

Le 15 décembre 2010, la sous-direction de l'Économie des ressources naturelles et des risques du Commissariat général du développement durable (CGDD) a organisé un séminaire d'une journée portant sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux. 14 intervenants – chercheurs, fonctionnaires ou consultants – se sont relayés dans 4 sessions thématiques abordant de nombreux aspects de la question. Le public a été nombreux, rassemblant plus d'une centaine de personnes.

Précédé de la *Revue du CGDD* de décembre 2010 : *Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*, ce séminaire a notamment permis d'approfondir les points méthodologiques soulignés dans le rapport du Centre d'analyse stratégique *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* (2009) : l'adéquation des méthodes, l'agrégation des valeurs, le transfert et la spatialisation de ces valeurs, le choix du taux d'actualisation et l'évolution des prix relatifs. Ces questions méthodologiques étant transversales à tous les domaines des politiques environnementales, elles ont été illustrées dans toutes les thématiques : eau, biodiversité, déchets, risques...

Abstract

On December, 15, 2010, the Division of natural resources and risk economics (*Sous-direction de l'Économie des ressources naturelles et des risques*) of the Department of the Commissioner General for Sustainable Development (*Commissariat général du Développement durable – CGDD*) held a one-day seminar about the monetization of environmental goods, services and impacts. 14 participants – researchers, officials and consultants – took turns in four thematic sessions addressing many aspects of the issue. The audience was numerous, comprising more than one hundred people.

Preceded by the CGDD Journal of December 2010 *Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire*¹ This seminar has made it possible to deepen the methodological issues highlighted in the report of the Centre for strategic analysis (*Centre d'analyse stratégique*) *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*² (2009) : the appropriateness of the methods, the aggregation of values, the transfer and spatial distribution of values, the choice of a discount rate and the evolution in relative prices. These methodological issues are transversal to all aspects of environmental policy and hence they have been treated in all areas covered by the sub-directorate : water, biodiversity, waste, risks...

1 Giving a value to the Environment : the sensitive but necessary issue of monetization

2 Economic approach to biodiversity and to ecosystem-linked services

Ouverture

Arnaud TOMASI – *Conseiller auprès de la ministre de l'Écologie, du Développement durable, du Transport et du Logement*, **Nathalie KOSCIUSKO-MORIZET**.

En septembre 2002, au dernier Sommet mondial du développement durable (Johannesburg, Rio+10), le Président de la République française faisait un discours remarqué – « la maison brûle » – soulignant qu'en 30 ans, la France avait laissé détruire 50% de son patrimoine de zones humides, réservoir de 50% de la biodiversité nationale.

En février 2010, la cour des comptes épinglait la politique nationale de l'eau et des milieux aquatiques en concluant que le bon état écologique de la directive cadre sur l'eau ne serait pas atteint à 50% à l'échéance de 2015 et rappelait l'abondant contentieux français pour non respect de la politique communautaire des directives sur l'épuration résiduaires urbaine et sur les nitrates.

A l'amont de la réalisation des engagements du Grenelle, nos politiques de biodiversité, de l'eau et de la nature demeuraient marquées par des mesures d'efficacité insuffisante, plus curatives que préventives, souvent jugées trop coûteuses par les Français et imparfaitement financées.

Si la monétarisation n'est pas plus invitée à devenir la baguette magique de la décision publique qu'elle n'est appelée à se confondre avec la totalité de l'évaluation *ex ante* qui guide le choix et la décision de politique publique, les politiques de l'environnement et des risques demeurent le plus souvent déclinées territorialement et par les agents économiques qui en sont les moteurs locaux.

Or, les finalités de ces politiques, leurs enjeux et surtout leurs bénéfices, n'apparaissent pas spontanément à ces parties prenantes : de fait, le plaidoyer écologique ne suffit pas à déclencher l'inversion de tendance recherchée s'il n'est pas accompagné d'analyses coûts-bénéfices convaincantes.

Ce déficit de quantification des enjeux dans un langage parlant, tel que celui de la monétarisation, n'est pas étranger à la déception enregistrée à Copenhague. Que nous le voulions ou non, notre société est financiarisée et privilégie un développement économique et un aménagement du territoire rentables à brève échéance avec des bénéfices monétaires palpables à brève échéance plutôt qu'un développement plus durable impliquant la conservation ou la reconquête d'actifs naturels mais aux perspectives plus floues...

... sauf si l'on parvient à établir très clairement que la balance des bénéfices monétaires penche in fine du côté du développement durable.

Voici pourquoi ce séminaire est fondamental, en particulier dans notre contexte de grave crise financière mondiale, pour tenter de combler le sérieux déficit d'argumentaire financier en faveur de ce développement durable qui est notre feuille de route politique. Nous savons parfaitement que cette inversion de tendance appelle l'adhésion de tous, et c'est à cette pédagogie de l'adhésion au développement durable que vos travaux sont appelés à contribuer.

Ces travaux ne sont pas isolés et s'inscrivent dans une dynamique générale. La conférence des Parties à la Convention sur la Diversité Biologique, qui s'est tenue à Nagoya en octobre dernier, a été l'occasion de faire connaître largement l'étude internationale des écosystèmes et de la biodiversité (TEEB) menée par Pavan Sukhdev qui chiffre les coûts pour la société de la perte cumulée de bien-être liée à la dégradation des écosystèmes et de la biodiversité. L'an dernier, le rapport du Conseil d'Analyse stratégique dirigé par du professeur Chevassus-au-Louis sur l'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes avait adopté une démarche analogue pour la France et proposé des valeurs de référence pour les services rendus par la forêt et les prairies.

Vos travaux de monétarisation s'inscrivent dans ce contexte, à plusieurs titres :

- ❖ Ils permettent de convaincre de l'intérêt de la mise en œuvre des politiques de développement durable dont les bénéfices sont souvent non monétaires.
- ❖ Ils permettent d'évaluer les coûts et bénéfices des politiques de développement durable.
- ❖ Ils contribuent à la réflexion et aux avancées internationales.

Leur utilité est démontrée même si certains travaux de monétarisation ne font pas consensus ou ne débouchent pas sur des bénéfices monétarisés supérieurs aux coûts des mesures impliquées.

- ❖ Certains craignent que la monétarisation ne soit qu'un préalable au développement de marchés sur des biens inestimables, démarche qui pourrait mettre en péril les principes de préservation de notre patrimoine commun. L'expérience montre toutefois qu'une meilleure prise en compte de la valeur de l'environnement permet de mieux le protéger. Ainsi, des analyses économiques évaluant le coût de l'impact des déchets stockés ou incinérés ont justifié l'adoption de mesures fiscales visant à réduire ces impacts et à privilégier le recyclage.
- ❖ D'autres expriment des critiques, non pas sur le principe de la monétarisation lui-même, mais sur les limites qu'elle rencontre dans la pratique. Tel est par exemple le cas pour la biodiversité, bien dont les fonctions et services sont encore en cours d'exploration. Les travaux récents démontrent tout l'apport d'une monétarisation, même incomplète, pour les décideurs publics et les entreprises.

Ce séminaire vise notamment à répondre à ces critiques, puisqu'il vous réunit aujourd'hui pour discuter des méthodologies de la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux. Votre mission est de proposer les moyens de les affiner, de les rendre plus robustes. Il convient aussi de les partager, de les diffuser, dans le prolongement de ce qui existe déjà. Je salue la revue du commissariat général du Développement durable qui est diffusée aujourd'hui même « Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat mais nécessaire ».

L'objectif final est bien d'élaborer un diagnostic partagé, d'identifier les enjeux clés en matière environnementale et de les hiérarchiser, en favorisant le dialogue entre les acteurs économiques.

Je vous souhaite une journée de travail fructueuse et féconde.

Françoise MAUREL – *Chef du service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du développement durable, au sein du Commissariat Général du Développement durable.*

Le service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du développement durable (SEEIDD) comporte dans son titre les missions d'évaluation de politiques publiques et d'études économiques. Si notre séminaire de ce jour se centre sur la monétarisation, nous ne perdons de vue ni que celle-ci s'inscrit dans le champ plus vaste de l'évaluation, ni que le développement durable comporte, outre son pilier économique, le pilier social et le pilier environnemental, et que sa viabilité dépend de la robustesse et de l'autonomie de chacun de ces piliers.

La journée sera trop courte pour que ce rappel soit fait aussi souvent que nécessaire, mais soyez convaincus que nous sommes très attachés à cette mise en perspective de l'outil monétarisation, comme un des outils d'éclairage toujours insuffisant à lui seul de l'évaluation et de la décision publique.

Le commissariat général du Développement durable (CGDD) est impliqué dans les travaux de monétarisation à plusieurs titres

- ❖ Il s'est saisi des recommandations du rapport du conseil d'Analyse stratégique *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* (2009), auquel la direction des Études économiques et de l'Évaluation environnementale, composante du futur CGDD, avait contribué.
- ❖ Il a proposé fin 2008 une étude d'impact ex ante du projet de loi de programme Grenelle 1. L'étude d'impact a été révisée fin 2009, notamment suite à un renforcement de la méthodologie d'évaluation des bénéfices des principales mesures concernant la biodiversité.
- ❖ Il travaille par ailleurs sur les outils économiques des politiques de l'environnement, dont certains font appel aux valeurs monétaires, à l'évaluation des externalités (taxes par exemple).
- ❖ Il est le point focal pour la France de la base de données EVRI

Ces travaux nous amènent à nous poser de nombreuses questions, avec pour souci constant de garantir la robustesse de ceux-ci. C'est pourquoi aujourd'hui nous tenons à consulter sur ces sujets un réseau scientifique élargi.

Merci à tous de votre participation, merci d'avance aux intervenants et à la salle de bien vouloir respecter les thématiques, merci de votre patience, de ne pas vouloir traiter toutes les questions lors du premier atelier.

Atelier 1 :

« méthodes de valorisation »

*L'atelier est animé par **Olivier BOMMELAER**, chef du bureau de l'Évaluation des politiques de l'eau, des risques et des déchets.*

La table ronde s'efforcera de recenser les méthodes connues, leurs champs et limites respectifs d'application, leurs avantages et inconvénients. Elle fera émerger des recommandations, identifiera les principales difficultés théoriques et pratiques rencontrées (mise en œuvre sur les terrains concrets) et en déduira les approfondissements et travaux complémentaires nécessaires.

Panorama critique des méthodes de monétarisation

- ❖ Quelles sont les principales méthodes d'évaluation économique jugées pertinentes et opérationnelles ? (prix de marché, prix hédoniques, coûts de transport, coûts de l'inaction, coûts évités, coûts de restauration, coûts de remplacement, dépenses de protection, valeur tutélaire, transfert de valeur, analyse contingente...)
- ❖ Existe-t-il des méthodes de valorisation plus adaptées à certains enjeux qu'à d'autres ? Peut-on en définir les conditions de mise en œuvre spécifiques, respectivement par méthode et par enjeu ?
- ❖ Existe-t-il une méthode ou une famille idéales de méthodes de monétarisation, indépendamment du coût des études nécessaires ?
- ❖ Comment sortir de la controverse et des effets de mode entre partisans et adversaires de l'analyse contingente et ses dérivées ?

Les valeurs d'options, d'existence, de legs

- ❖ Faut-il évaluer la valeur d'existence (ou d'options, de legs) d'un bien environnemental (par exemple : un mètre cube d'eau non polluée stockée et facilement mobilisable, soit en aquifère peu profond, soit en lac de retenue) ?
- ❖ Sait-on le faire de manière opérationnelle, notamment pour établir au yeux des acteurs du développement local les enjeux de la conservation ou de la gestion durable de ces biens ? Par quelle(s) méthodes ? Le cas échéant, par quels moyens peut-on (ou doit-on ?) les monétariser ?

Limites d'application des méthodes de monétarisation

- ❖ Existe-t-il des champs, domaines, secteurs de l'économie environnementale incompatibles avec la monétarisation ? Lesquels ? Pourquoi ?

Dominique AMI – *Maître de Conférences en Sciences Économiques à la l'Université de la Méditerranée, chercheur au sein de l'équipe « Dynamique Écologique et Sociale en Milieu Deltaïque » (DESMID, UMR 6012 ESPACE), responsable du Secteur « Environnement » de l'Institut d'Économie Publique (IDEP) de Marseille, chercheur associée au Groupement de Recherche en Économie Quantitative d'Aix Marseille (GREQAM, UMR 6579).*

L'Évaluation économique de la biodiversité : Un Exemple d'étude, appliquée à l'archipel du Frioul

L'évaluation économique de la biodiversité passe par l'évaluation des « services » qu'elle fournit. Il s'agit alors, par des méthodes adéquates, d'associer une valeur monétaire aux variations du « bien-être » individuel ou social générées par des variations de la quantité ou la qualité de ces services. Pour simplifier à l'extrême, ces méthodes se ramènent à la recherche (marché réel) ou la construction (marché hypothétique) d'un lieu, où l'économiste puisse observer l'expression des préférences en termes de « consentement à payer », abrégé CAP, pour des attributs environnementaux. C'est le cas ici, où Dominique AMI développe une méthode particulière, l'« analyse conjointe ».

Contrairement à l'évaluation contingente, l'analyse conjointe repose sur plusieurs « programmes », ou « *scenarii* », que les individus doivent classer en fonction de leurs préférences. Un exemple est une étude récente de Dominique AMI et ses collègues, étude financée par la mairie de Marseille, sur l'évaluation économique des activités de la rade de Marseille, et en particulier de l'Archipel du Frioul. Une analyse conjointe a été utilisée à cet effet, pour évaluer les bénéfices non marchands de la biodiversité marine.

Les « programmes » proposés dans les questionnaires sont établis comme suit. L'équipe de chercheurs a examiné les actions possibles pour améliorer la biodiversité du lieu. Ils ont identifié trois thématiques (espace marin, espace terrestre, accueil du public) et ont retenu deux actions possibles par thématique : mouillage organisé et immersion de récifs artificiels pour l'espace marin ; développement des services de proximité et canalisation des visiteurs sur des sentiers balisés pour l'espace terrestre ; augmentation des capacités et aménagement de la plage du Morgeret pour l'accueil du public. Pour chaque thématique, il est aussi possible de « ne rien faire ». Un « programme » se caractérise ainsi par une combinaison de trois actions (une par thématique) et une contribution financière (trois montants étant proposé).

Avec donc 3 modalités possibles pour chacune des 4 caractéristiques du programme, on aboutit à 81 programmes possibles. Par des techniques de plan d'expérience, on restreint ce nombre à 18 programmes différents répartis en 6 cartes de choix. Chaque carte comprend 3 programmes, accompagnés du programme « ne rien faire » à un prix nul. Ces 18 programmes synthétisent de façon optimale la diversité des 81 programmes. Le questionnaire comprendra ces 6 cartes et chaque individu enquêté devra dans chacune d'elle choisir le programme qu'il préfère.

Résultats de l'étude

L'enquête a porté sur deux échantillons d'individus : les résidents du Frioul et les visiteurs.

Pour le premier échantillon, les résultats sont significatifs (la plupart des coefficients statistiques associés aux diverses modalités sont positifs). Les services de proximité arrivent en premier (CAP = 66 €/an), puis les mouillages organisés (25 €/an) et l'immersion des récifs coralliens (16 €/an). En revanche, la mise en place de sentiers balisés est perçue par les habitants comme largement contraignante (-23 €/an) alors que ces sentiers balisés ne posent aucun problème pour les visiteurs.

La méthode semble bien restituer les préférences car les résultats sont conformes à ce qui était attendu.

Séminaire Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux

Le Ministère de l'Écologie, du Développement durable,
des Transports et du Logement

Atelier n°1 : Méthodes de Valorisation

Dominique Ami

Université de la Méditerranée

15 décembre 2010

Biodiversité et valorisation monétaire**Évaluation économique de la biodiversité marine dans la rade de Marseille****1 Méthode d'analyse conjointe**

1.1 Fondements théoriques

1.2 Limites

2 Biodiversité marine et biodiversité terrestre : évaluation de Programmes de gestion, aménagement et protection de l'archipel du Frioul.

2.1 Le questionnaire

2.2 Les cartes de choix

3 Les résultats

Dominique AMI.

15 décembre 2010

Évaluation économique de la biodiversité marine dans la rade de Marseille

Dominique AMI, Vanessa BASCETTO, Elsa MARTIN, Juliette ROUCHIER, Nariné UDUMYAN GREQAM

Mairie de Marseille.

Ce projet s'inscrit dans une étude plus vaste concernant l'évaluation économique des activités de la rade de Marseille.

Évaluation économique des bénéfices non marchands que ces activités génèrent.

Préservation de la biodiversité marine : Valeurs d'usage indirect et valeurs de non usage

Dominique AMI.

15 décembre 2010

1 Méthode d'analyse conjointe

Caractéristiques et Fondements théoriques de la méthode

Préférences déclarées comme la méthode d'évaluation contingente.

Elle repose sur une enquête directe auprès de la population

L'enquête permet de recueillir des informations qui permettront d'estimer le Consentement A Payer (CAP) de la population pour une série particulière de services délivrée par la biodiversité marine.

Méthode issue du marketing.

Dominique AMI.

15 décembre 2010

1.1 Fondements théoriques

Théorie de Lancaster (1966) : l'utilité que procure un bien est égale à la somme des utilités procurées par ses différentes caractéristiques. L'utilité totale d'un bien est donc égale à la somme des utilités partielles.

Tout produit, bien ou service, peut être décomposé en attributs qui peuvent prendre plusieurs niveaux. (Exemples voiture, appartement).

On soumet différentes combinaisons d'attributs associées à un prix aux individus et on leur propose de désigner l'association attribut-prix qu'ils préfèrent.

Les méthodes statistiques pertinentes sont utilisées afin de déterminer le CAP pour chaque niveau d'attribut et ainsi pour n'importe quelle combinaison.

Dominique AMI.

15 décembre 2010

1.2 Limites

Une limite évidente de la méthode est la difficulté pour un individu de classer un grand nombre de programmes surtout de façon cohérente.

Plus le nombre d'attributs et/ou le nombre de niveaux par attributs augmentent, plus le nombre de programmes possibles est élevé et plus grande est la difficulté pour un individu d'ordonner "correctement" les programmes entre eux.

Ainsi, s'il y a trop de cartes de choix et /ou trop de programmes à classer, le répondant risque de répondre de manière incohérente.

Dominique AMI.

15 décembre 2010

2 Biodiversité marine et biodiversité terrestre : évaluation de Programmes de gestion, aménagement et protection de l'archipel du Frioul.

- **Projets espace terrestre** : développement des services de proximité
développement des sentiers balisés (biodiversité terrestre)
programme actuel (statu quo)
- **Projets espace marin** : mise en place de mouillages organisés (biodiversité marine / plaisance)
immersion de récifs artificiels dans la baie du Prado (biodiversité marine / pêche)
programme actuel (statu quo)
- **Projets accueil du public** : augmentation des capacités d'accueil (port et hôtel)
Aménagement de la plage de Morgeret
programme actuel (statu quo)
- **Contribution annuelle** en euros : 12 €, 24 €, 48€

Donc 4 attributs avec 3 niveaux chacun = 3 x 3 x 3 x 3 = 81 programmes
+ un programme de statu quo à 0€

Il est donc nécessaire de limiter les choix proposés aux individus en construisant un ensemble efficace de cartes de choix. (Kuhfeld 2000, Louviere and al.2000)

Dominique AML

15 décembre 2010

2.1 Le questionnaire

De façon classique le questionnaire est articulé en plusieurs parties.







- **La première partie** permet de collecter les variables socio-économiques (âge, sexe, éducation, revenu, ...) du répondant.
- **La deuxième partie** cherche à établir les relations qu'entretient le répondant avec l'archipel du Frioul (activités pratiquées, fréquence de visite...).
- **La troisième partie** est la partie d'évaluation à proprement parler (description des programmes + cartes de choix)
- **La quatrième partie** concerne les relations du répondant à l'environnement naturel en général.

Dominique AML

15 décembre 2010

2.2 Les cartes de choix







Parmi les quatre programmes proposés, quel est celui que vous préférez ? Associez lui le chiffre 1.

	Programme A	Programme B	Programme C	Programme D Situation actuelle
Espace marin	Mouillages organisés 	Récifs artificiels 	Programme actuel	Programme actuel
Espace terrestre	Sentiers balisés 	Programme actuel	Services de proximité 	Programme actuel
Accueil du public	Port et hôtel 	Plage de Morgeret 	Programme actuel	Programme actuel
Contribution annuelle en euro	12 €	48 €	24 €	0 €
Classement				

Dominique AML

15 décembre 2010

Parmi les quatre programmes proposés, quel est celui que vous préférez ? Associez lui le chiffre 1.

	Programme A	Programme B	Programme C	Programme D Situation actuelle
Espace marin	Programme actuel	Mouillages organisés 	Récifs artificiels 	Programme actuel
Espace terrestre	Services de proximité 	Sentiers balisés 	Programme actuel	Programme actuel
Accueil du public	Port et hôtel 	Plage de Morgeret 	Programme actuel	Programme actuel
Contribution annuelle en euro	48€	12 €	24€	0 €
Classement				

Dominique AML

15 décembre 2010







Parmi les quatre programmes proposés, quel est celui que vous préférez ? Associez lui le chiffre 1.

	Programme A	Programme B	Programme C	Programme D Situation actuelle
Espace marin	Récifs artificiels 	Mouillages organisés 	Programme actuel	Programme actuel
Espace terrestre	Services de proximité 	Programme actuel	Sentiers balisés 	Programme actuel
Accueil du public	Port et hôtel 	Programme actuel	Plage de Morgeret 	Programme actuel
Contribution annuelle en euro	12 €	24 €	48 €	0 €
Classement				

Dominique AML

15 décembre 2010

Parmi les quatre programmes proposés, quel est celui que vous préférez ? Associez lui le chiffre 1.

	Programme A	Programme B	Programme C	Programme D Situation actuelle
Espace marin	Récifs artificiels 	Mouillages organisés 	Programme actuel	Programme actuel
Espace terrestre	Sentiers balisés 	Services de proximité 	Programme actuel	Programme actuel
Accueil du public	Programme actuel	Plage de Morgeret 	Port et hôtel 	Programme actuel
Contribution annuelle en euro	48 €	48 €	24 €	0 €
Classement				

Dominique AML

15 décembre 2010

Parmi les quatre programmes proposés, quel est celui que vous préférez ? Associez lui le chiffre 1.

	Programme A	Programme B	Programme C	Programme D Situation actuelle
Espace marin	Mouillages organisés	Récifs artificiels	Programme actuel	Programme actuel
Espace terrestre	Programme actuel	Services de proximité	Sentiers balisés	Programme actuel
Accueil du public	Port et hôtel	Plage de Morgeret	Programme actuel	Programme actuel
Contribution annuelle en euro	48 €	12 €	24 €	0 €
Classement				

Dominique AML

15 décembre 2010

Parmi les quatre programmes proposés, quel est celui que vous préférez ? Associez lui le chiffre 1.

	Programme A	Programme B	Programme C	Programme D Situation actuelle
Espace marin	Récifs artificiels	Programme actuel	Mouillages organisés	Programme actuel
Espace terrestre	Sentiers balisés	Programme actuel	Services de proximité	Programme actuel
Accueil du public	Port et hôtel	Plage de Morgeret	Programme actuel	Programme actuel
Contribution annuelle en euro	48 €	24 €	48 €	0 €
Classement				

Dominique AML

15 décembre 2010

3 Les résultats

- Les résultats concernent les résidents de l'archipel du Frioul et certains résidents de Marseille dont le bateau est amarré dans le port de plaisance du Frioul. 109 individus.
- Estimation de la valeur économique des bénéfices non marchands de la biodiversité marine dans la rade de Marseille

Variables (paramètres)	Résultats estimés des paramètres	p-value
Récifs artificiels (β_1)	0.15606**	0.0161
Mouillages organisés (β_2)	0.22996**	0.0002
Sentiers balisés (β_3)	-0.21386***	0.0025
Services de proximité (β_4)	0.62015***	<0.0001
Plage de Morgeret (γ_1)	0.02390 /	0.7205
Port et hôtel (γ_2)	0.07130 /	0.2691
Prix (α_1)	-0.04626***	<0.0001
Prix2 (α_2)	0.0006587***	0.0014

Significativité à 1% (***), 5% (**), 10% (*) ou non-significativité (/).

Dominique AML

15 décembre 2010

Dominique AML

15 décembre 2010

Les attributs "espace marin" et "espace terrestre" ainsi que le prix et le prix au carré sont significatifs.

La présence des caractéristiques : récifs artificiels, mouillages organisés, sentiers balisés et services de proximité sont des variables significatives afin d'expliquer un CAP positif pour la mise en place d'un programme de gestion de l'archipel. L'impact des sentiers balisés est négatif.

L'aménagement de la plage de Morgeret et plus curieusement l'hôtel et le port ne sont pas des variables significatives.

Le prix associé au programme en niveau (coefficient négatif) et au carré (coefficient positif) sont aussi fortement significatifs, ce qui est conforme aux prédictions de la théorie économique standard.

Il est possible à partir de là de construire le consentement à payer implicite ou le prix implicite associé à chacun des niveaux des différents attributs. (Dachary-Bernard 2004).

	PI (€/an)	PI (€/mois)
Services de proximité	66,16	5,51
Mouillages organisés	24,53	2,04
Récifs artificiels	16,65	1,39
Sentiers balisés	-22,82	-1,90

Dominique AML

15 décembre 2010

Dominique AML

15 décembre 2010

Ari RABL – *Consultant indépendant en « évaluation des impacts », ancien responsable scientifique au Centre d'Énergétique de l'École des Mines de Paris, ancien Research Professor à la University of Colorado. Ari RABL a publié plus de cents articles dans des revues avec comité de lecture, dix brevets, et deux ouvrages sur l'énergie. Ses recherches actuelles concernent l'analyse des impacts environnementaux et le calcul des coûts externes de la pollution. Il participe à de nombreux projets de la DG Recherche de l'Union Européenne, en particulier les projets ExternE (External Costs of Energy).*

Les Coûts Externes du traitement des déchets : Une Comparaison décharges / incinération par la méthode ExternE

Le processus d'évaluation selon le méthodologie ExternE est en deux étapes : 1) analyse de cycle de vie, 2) impact pathway (cheminement des impacts) selon le modèle : émissions > dispersions > impacts > coûts.

En posant un certain nombre d'hypothèses (coût d'une tonne de CO₂ à 19 €/T, émissions des établissements égales aux seuils admis par la directive européenne sur le traitement des déchets...), Ari RABL avance un coût moyen externe, à charge de la société, variant d'un maximum de 20 € pour un site d'incinération classique à 10 € pour un site d'incinération équipé d'un récupérateur d'énergie ou une décharge. Ces coûts externes recouvrent des dépenses de santé dues à la pollution de l'air, les conséquences climatiques des émissions de gaz à effet de serre, les pertes d'aménités à proximité des sites, etc.

Ces coûts sont très variables selon les unités de traitement des déchets, en fonction des modes de récupération de l'énergie (l'option la plus efficace est la récupération par réseau de chauffage urbain) et du lieu d'implantation (les unités proches de zones de peuplement sont les plus impactantes, 95 % des dommages étant des dommages sur la santé).

Une des limites de ce travail est la sensibilité de l'évaluation du coût à la valeur que l'on prend comme référence pour la tonne de CO₂ et de CH₄. Autre limite, l'équipe d'Ari RABL fait l'hypothèse que les normes de construction des décharges sont respectées, alors que beaucoup d'installations violent les réglementations d'étanchéité.

External Costs of Waste Treatment: comparison Landfill ↔ Incineration

Ari Rabl, Ecole des Mines de Paris, 15 déc.2010

Methodology

1) Life Cycle Assessment (LCA)

to account for upstream and downstream impacts (energy and materials recovery)

2) Site specific impact pathway analysis

for each pollutant: emission→dispersion→impact→cost

based on

ExternE = "External Costs of Energy"

funded by European Commission DG Research, since 1991

>100 scientists in all countries of EU

Major publications 1995, 1998, 2000, 2004, 2008

www.externe.info

1

Methods and Priority Impacts

1) **CO₂ and CH₄**
assume 19 €/t_{CO2}

2) Air pollutants:

Assume emissions = limit values of EC Directive

real emissions probably lower (but difficult to get data)

NO_x, SO₂, PM₁₀, VOC (O₃ from VOC and NO_x) "classic air pollutants"

impacts on **health**, buildings, crops

Dioxins and toxic metals (As, Cd, Cr, Hg, Ni, Pb) "trace pollutants"

3) Leachates from landfill, residues from incineration

4) Amenity impacts

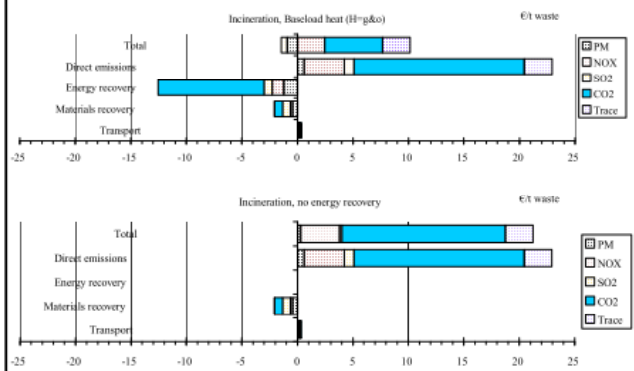
meta-analysis of literature (loss of property values)

very site-dependent

2

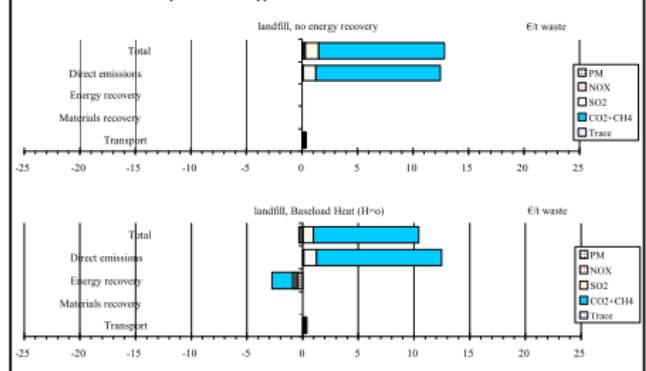
Incineration, some detailed results €/t waste, due to pollution

•If electricity displaces nuclear (France), like no energy recovery.
•Transport based on hypothetical 100 km.



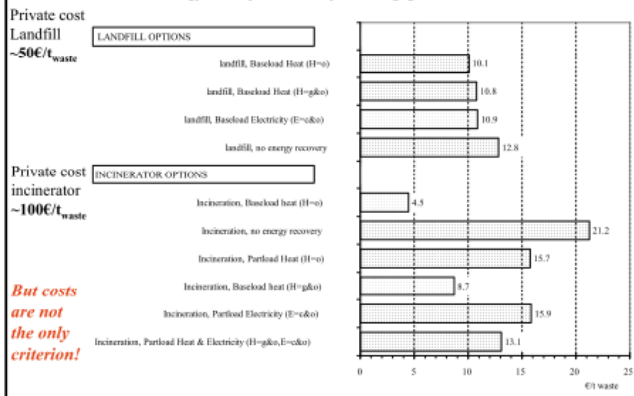
Landfill, some detailed results €/t waste, due to pollution

•If electricity displaces nuclear (France), like no energy recovery.
•Transport based on hypothetical 100 km.



comparison Incineration ↔ Landfill Variation with energy recovery assumptions

For energy recovery: E=electricity, H=heat, g=gas, o=oil, c=coal



Conclusions

- **Environmental costs are significant** - dominated by CO₂ and CH₄, then air pollution, then amenity
- **Trace air pollutants:** low cost for toxic metals, negligible for dioxins
- **Strong variation across countries and sites** – differences in damage cost per kg of pollutant, differences in amenity cost, (differences in emissions?)
- **Strong variation with energy recovery** – especially with incinerators (can potentially change the attractiveness over landfill). Benefit greatest if constant heat load.
- **Assumed value for CO₂ and CH₄ can change the overall comparison** incinerators over landfill (value is **controversial and uncertain**)
- Impact of **leachates** from landfill or from incineration residues negligible (if EC Directives are respected)
- **CH₄ collection and energy recovery** can significantly reduce environmental costs of landfill

6

Nicolas TREICH – *Économiste au LERNA (École d'économie de Toulouse – Toulouse School of Economics), Directeur de Recherche INRA. Sa recherche concerne l'application de la théorie micro-économique à des questions à la frontière du risque, de la politique publique et de considérations environnementales. Ses publications incluent des travaux sur le principe de précaution, sur l'aversion au risque financier et sur le consentement pour la réduction d'un risque physique (mortalité, santé). Ses travaux appliqués concernent principalement l'analyse coût-bénéfice des décisions de prévention des risques.*

La valeur statistique de la vie humaine

Les bénéfices relatifs à la réduction de la mortalité représentent une grande partie des bénéfices dans les analyses coûts-bénéfices. Dans le cas américain, la diminution estimée de la mortalité a ainsi été évaluée à 90% des bénéfices du *Clean Air Act*. Nicolas TREICH présente une méta-analyse des estimations de la valeur statistique de la vie humaine.

Les valeurs tutélaires de la vie humaine (ou valeur de la vie statistique, VVS) sont diverses, cependant elles sont souvent comprises entre 1 et 10 millions de dollars, avec une valeur moyenne autour de 6 millions de dollars 2000. Comment sont calculées ces valeurs ?

La VVS exprime un consentement à payer par unité de réduction de risque de mortalité. Les valeurs tutélaires sont typiquement obtenues à partir de l'observation des choix réels des citoyens sur les « marchés du risque », ou à travers des réponses relatives à des choix hypothétiques dans des enquêtes. Les « marchés du risque » les plus étudiés sont le marché du travail et le transport de voyageurs. Quel prix les personnes exigent-elles pour accepter un risque de décès accru ?

La VVS n'est pas un indicateur éthique, elle découle des comportements réels des personnes, comportements supposés rationnels. Par exemple, la théorie veut et la pratique montre que le consentement à payer pour une réduction du risque est plus grand pour les personnes ayant un plus haut revenu. La VVS des personnes les plus riches est donc plus élevée que celle des plus pauvres. De même, la VVS varie selon l'âge ou l'état de santé.

Par ailleurs, la VVS est sensible au type de risque que l'on observe. Ainsi le fait que les personnes, à risque de décès égal, montrent une aversion particulière pour les risques de cancer suggère de rajouter une « prime de cancer » à la VVS.

Enfin, la DG Environnement de l'Union Européenne (2000) recommande de ne pas ajuster la VVS selon le revenu, l'âge ou l'état de santé. Ces recommandations vont à l'encontre de la théorie économique mais peuvent être l'expression de considérations morales et politiques.

 Toulouse School of Economics

Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable, des Transports et du Logement
« Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux »
15 décembre 2010

« La valeur statistique de la vie humaine »

Nicolas Treich
Ecole d'économie de Toulouse (LERN-INA & IDEI)
ntreich@toulouse.inra.fr

Politiques environnementales

- Les impacts relatifs à la mortalité sont souvent importants dans l'analyse coût-bénéfice :
 - Clean Air Act : environ 90% des bénéfices (US EPA 1997)
 - Programmes de l'Union Européenne relatifs à la dépollution de l'air : entre 33% et 100% des bénéfices (AEA Technology 1998, 1999)
 - Protocole de Montréal : environ 99% des bénéfices (US EPA 1999)
 - Changement climatique : environ 50% du dommage (IPCC 1995, p. 198)

Evaluation monétaire

- L'évaluation est souvent basée sur le concept de valeur statistique de la vie humaine (Value-of-Statistical-Life en anglais, VSL)
- Valeurs tutélaires de la VSL :
 - US EPA recommande des valeurs entre \$1 et \$10 millions, avec une moyenne à \$6.2 millions (prix 2000)
 - FDA \$5.5 millions, US DoT \$3.3 millions, US FAA \$3 millions (prix 2002)
 - Union Européenne DG Environnement (2000) recommande une valeur de la VSL entre €1 million et €2.5 million (prix 2000)
 - « Valeurs officielles » dans les transports (prix 2005) : Nouvelle Zélande (\$1.79 million), Norvège (\$2.051 millions), Suède (\$1,996 million), RU (\$2,308 millions)
 - Rapport Boiteux (2001) : €1,5 million (prix 2001)

Le concept de VSL – un exemple introductif

- Une société est composée de 100,000 individus identiques
- Un risque fait 100 victimes par an dans cette société
- Un projet public peut réduire ce risque statistiquement de 100 à 80 décès
- Chaque individu est prêt à payer WTP=500 euros par an pour ce projet
- VSL=2.5 millions euros (en effet on peut collecter 50 millions dans cette société pour éviter statistiquement 20 décès)
- $VSL = 50 \text{ millions} / 20 = (N \times WTP) / (N \times \Delta p)$
 $= WTP / \Delta p = 500 / (20 / 100,000)$

Le concept de VSL – cadre théorique

- Soit l'utilité d'un individu : $U = (1-p_0)u(w) + p_0v(w)$
- u (resp. v) est l'utilité en cas de vie (resp. en cas de décès), w la richesse et p_0 la probabilité initiale de décès
- Hypothèse : $u > v$, and $u' > v' \geq 0$

$$VSL = \frac{dw}{dp_0} = \frac{u(w) - v(w)}{(1-p_0)u'(w) + p_0v'(w)}$$

- VSL : croît avec w (« effet richesse ») et avec p_0 (« dead-anyway effect »)

Un échantillon (“wage differential studies”)

Author(s)	Year	VSL USD Million (2000 prices)	Country
Thaler-Rosen	1975	\$1.7-\$1.9	US
Viscusi	1978-79	\$5.5-\$15.2	US
Dillingham	1977	\$3.2-\$6.8	US
Marin et al.	1982	\$4.2	UK
Moore-Viscusi	1988	\$3.2-\$6.8	US
Berger-Gabriel	1991	\$8.6-\$10.9	US
Gegax et al.	1991	\$2.7	US
Cousineau et al.	1992	\$2.2-\$6.8	Canada
Leigh	1995	\$8.1-\$16.8	US
Baranzini et al.	2001	\$6.3-\$8.6	Switz.
Kim	1993	\$0.8	India
Liu et al.	1997	\$0.2-\$0.9	Taiwan

Source: Viscusi and Aldy (2003)

Risques routiers

Table 1: Empirical estimates of the value of a statistical life in road traffic, in US\$ 2005 (= 10000)^a

Author	Country	Year of data	Study type	No. of estimations ^b	Range of VSL estimates ^c		
					Single	Lowest	Highest
Andersson (2005a)	Sweden	1996, 97	RP	1	1,425	3,012	15,297
Andersson (2007)	Sweden	1996, 97	RP	4			
Atkinson and Hockenos (1998)	US	1986, 87	RP	1	3,521	1,540	17,000
Blaeij et al. (1993)	UK	1995, 96	RP	4	1,016		
Blaeij et al. (1997)	UK	1972, 84	RP	1	1,812		
Blomquist (1979)	US	1975, 85	RP	1		1,434	7,170
Blomquist et al. (1986)	US	1974, 85	RP	4		4,528	5,553
Carlier et al. (1999)	UK	1997, 98	RP	4		2,517	4,690
Carver et al. (2004)	US	1996, 97	RP	2			
Donaghy and Reid (1995)	France	1994, 95	RP	6		1,031	23,994
Druffel and Viscusi (1995)	US	1987, 88	RP	1	4,585		
Edwards et al. (1977)	UK	1972, 83	RP	1	1,901		
Hahn and Viscusi (2007)	US	1998, 99	RP	5	2,386	0,404	
Hahn et al. (2006)	US	1998, 99	RP	6	2,298	10,016	
Hansen et al. (2005)	Canada	2002, 03	RP	1	541		
Hedqvist et al. (2006)	Sweden	2004, 05	RP	2			
Engelen and O'Connell (2004)	Chile	2002, 03	RP	1	201		
Bojarski et al. (2004)	Chile	1999, 00	RP	1	4,505		
Johansson et al. (2001)	US	1997, 98	RP	9	1,280	4,987	
Johansson et al. (1996)	Sweden	1995, 96	RP	4	5,798	0,391	
Johnson et al. (1995)	UK	1992, 93	RP	1	4,581		
Kilbuck (1995)	Denmark	1992, 93	RP	3	808	1,328	
Louche et al. (1995)	Canada	1994, 95	RP	2	1,989	2,558	
Mayer et al. (1999)	Australia	1999, 00	RP	6	1,953	5,114	
Millock (1991)	US	1990, 91	RP	3	16,131	30,418	
Millock (1994)	UK	1972, 83	RP	1	884		
Pavoni et al. (2003)	Sweden	1998, 99	RP	1	2,511		
Ripstein and O'Connell (2003)	Chile	2000, 01	RP	1	694		
Schwarz (1993)	Switzerland	1992, 93	RP	1	1,004		
Vismantoni et al. (2005)	Thailand	2000, 01	RP	2	3,298	5,458	
Viscusi et al. (1990)	US	1991, 92	RP	1	1,091		
Viscusi et al. (1994)	US	1991, 92	RP	1	2,313		

^a VSL estimates in US\$ 2005. Values standardized using purchasing power parity (PPP) and constant price index (CPI) from <http://data.oecd.org>, 09/02/09. (For CHL and THA use PPP and CPI from <http://www.infocog.com/cha/cha.htm> resp. <http://www.infocog.com/tha/tha.htm>)
^b Many of the VSL estimates from de Blaeij et al. (2001), in several studies contain more estimates than stated here. When available, "posterior" values have been used.
^c Refers to year of study rather than date, since the latter not available.

Source: Andersson and Treich (2009)

VSL : effet du revenu, et effet du risque

- La VSL croît avec le revenu (Liu et al. 1997, Miller 2000, Mrozek et Taylor 2002, Viscusi et Aldy 2003)
- VSL et risque initial : effet >0 (de Blaeij et al. 2004, Persson et al. 2001), effet <0 (Andersson 2007)
- UE DG Environnement (2000): "it is not recommended that values be changed according to the income of the population affected"; "it does not seem appropriate to adjust for the health status of the population at risk"
- Type de risque : « prime de cancer », environ 1/3 selon Hammitt and Liu (2003) – pas d'effet selon Hammitt et Haninger (2008)
- RU (HM Treasury) et UE DG Environnement ont recommandé d'augmenter la VSL de resp. 100% et 50% de la VSL pour le risque de cancer

Sélection de thèmes de recherche

- Équité
- Perception des risques
- Probabilités ambiguës
- Altruisme
- Economie comportementale

Harold LEVREL – *Économiste écologique, chercheur au Centre de droit et d'économie de la mer (AMURE, UMR M101). Ses travaux de recherche s'intéressent aux indicateurs d'interaction biodiversité-société, à l'évaluation des services écologiques et au suivi des activités récréatives côtières. À l'IFREMER, il anime le un réseau de travail autour de la pêche récréative, il étudie la mise en place des indicateurs de biodiversité, les mesures de compensations pour les milieux aquatiques, les coûts de l'érosion de la biodiversité marine et côtière.*

L'Évaluation des coûts associés au maintien du capital naturel

Il existe schématiquement deux approches pour évaluer les coûts de maintien du capital naturel. La première approche consiste à exprimer en termes monétaires la valeur des avantages fournis à l'humain par la biodiversité (non-marchands pour une grande part) qui sont perdus du fait de l'érosion de la biodiversité. La seconde est d'évaluer le coût des investissements nécessaires au maintien du flux de services écosystémiques fournis par la biodiversité. Il est ainsi possible d'inférer deux valeurs monétaires d'un dommage environnemental (une pollution par exemple) : le coût du dommage, d'une part, les coûts de restauration, d'autre part.

La première approche s'intéresse aux équivalences monétaires et considère les services écologiques et la biodiversité comme des éléments constitutifs du bien-être des individus. La seconde approche privilégie une démarche en termes d'équivalences physiques (services écologiques et biodiversité) et s'intéresse aux potentialités écologiques et aux services écosystémiques. Cette dernière approche est reprise et recommandée en priorité dans la Directive européenne « responsabilité environnementale » et la loi française du même nom qui en découle. Elle est par ailleurs préférée aux évaluations contingentes (typiques de la première approche) devant les cours de justice (aux États-Unis notamment) pour des raisons de controverse, de faisabilité technique et de finalité.

La méthode dite HEA (*Habitat Equivalency Analysis*) est sans doute la plus connue de ces approches par la restauration. Mise au point par les États-Unis dans les années 80 dans le cadre de l'*Oil Pollution Act*, elle s'est notamment traduit par la standardisation du *Natural Resource Damage Assessment* (NRDA) qui définit les méthodes à employer par les *Trustees* (administrateurs, décisionnaires).

Elle s'applique ainsi : les parties prenantes s'accordent sur une définition écologique du « maintien du capital naturel ». Il est alors possible de définir un coût du dommage comme coût de restauration. Cette restauration se décompose alors en une restauration primaire (surface B sur le graphe ; ci-après, diapo. 6) et une restauration compensatoire (surface C) pour atteindre la réparation complète de l'écosystème impacté. La surface C est telle que $C \sim A$ au regard de la définition adoptée. En effet pour compenser la perte totale de capital dans le temps (surface A+B), il faut non seule-

ment accélérer la restauration de l'écosystème (surface B) mais aussi compenser la diminution ir-réversible dans l'intervalle (surface A) par la restauration d'un autre écosystème, ou d'un même écosystème dans un autre lieu. Tout l'enjeu est dans la définition de l'équivalence $C \sim A$.

Harold LEVREL présente très rapidement un cas pratique d'application de la méthode HEA au cas (fictif) de la marée noire d'Athos, développé par la NOAA. Il montre ainsi que, sous certaines hypothèses simplificatrices, il est possible de calculer la surface C, ici évalué à 15,6 DSAYs (*Discounted ecological Services per Acre and Year*).

L'évaluation des coûts associés au maintien du capital naturel

Harold Levrel
UMR AMURE, Département d'économie maritime
IFREMER



Usages des coûts de maintien du capital naturel

- Origines
 - Critique des indicateurs de durabilité faible (substitution possible entre les différentes formes de capitaux) tel que l'épargne véritable (Atkinson et Pearce, 1993)
 - Orientation vers des indicateurs de durabilité forte à partir du coût du maintien du capital naturel critique (substitution limitée entre les différentes formes de capitaux) (Ekins, 2002)
 - Solution pragmatique pour évaluation des coûts quand l'évaluation concerne des impacts sur des services écosystémiques de nature collective (usages non marchands et indirects), des valeurs d'option ou des valeurs de non usage (Roach et Wade, 2006)
- Exemples
 - « No net loss » pour les zones humides aux Etats-Unis
 - Réparation des dommages environnementaux aux Etats-Unis et en Europe

Méthode d'évaluation des coûts de maintien du capital naturel

- Données nécessaires
 - Pressions anthropiques et impacts
 - Données écologiques: état de référence
- Besoin de conventions sociales pour qualifier le « maintien du capital naturel »
 - Bon état écologique (DCE, DCSEMM)
 - Réparation des dommages environnementaux (Loi sur la Responsabilité Environnementale)
- Objectifs
 - Impacts observés sont compensés pour respecter le critère de « maintien » du capital naturel
 - Evaluation du coût des investissements à consentir pour cette compensation

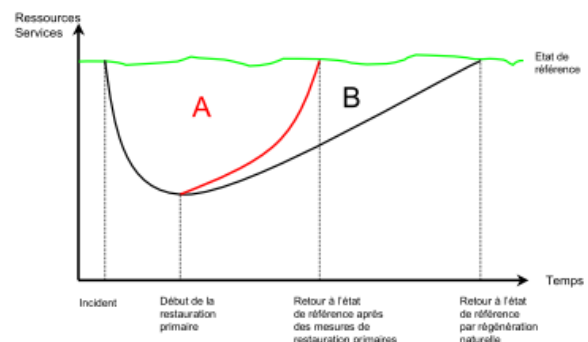
Evaluation des coûts associés au maintien du capital naturel dans le cadre des dommages environnementaux: exemple US

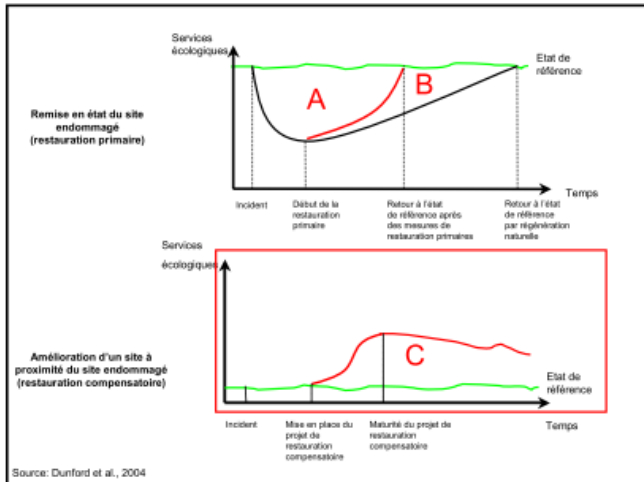
- Complémentaire aux pertes de bénéfices associés aux usages marchands
- Méthode préférée aux évaluations contingentes devant les cours de justice US pour des raisons de controverse, de faisabilité technique et de finalité (Thompson, 2002)
- Procédure
 - Régime de l'OPA (Oil Pollution Act)
 - Procédure NRDA (Natural Resource Damage Assessment)
 - Les Trustees sont chargés, au nom du public, de mettre en oeuvre la restauration des ressources naturelles touchées (agences gouvernementales, Etats...)
 - Nécessite la restauration primaire et compensatoire pour atteindre la réparation complète

Méthode NRDA (Natural Resource Damage Assessment) dans le cadre de l'OPA (Oil Pollution Act)

- Données nécessaires
 - Origine de la pollution
 - Etat écologique initial et l'évaluation de l'impact de la pollution
- Besoin de conventions sociales pour qualifier le « maintien des potentialités »
 - DSAYs (*discounted service / acre / year*) comme unité d'équivalence (permet l'agrégation et l'actualisation des unités physiques)
 - Modèle HEA pour calculer les compensations
 - Ratio de pondération agissant sur les équivalences pour prendre compte les incertitudes sur les calculs et la plus ou moins grande pertinence des méthodes de compensation retenues
- Objectifs
 - Réparation complète des dommages environnementaux
 - Evaluation du coût des réparations: évaluation d'impact, restauration, suivi, supervision de la procédure

Représentation graphique des pertes de valeur temporaires et de l'effet des bénéfices liés à la restauration





Source: Dunford et al., 2004

HEA Inputs and Results for Marsh Restoration at Lardner's Point

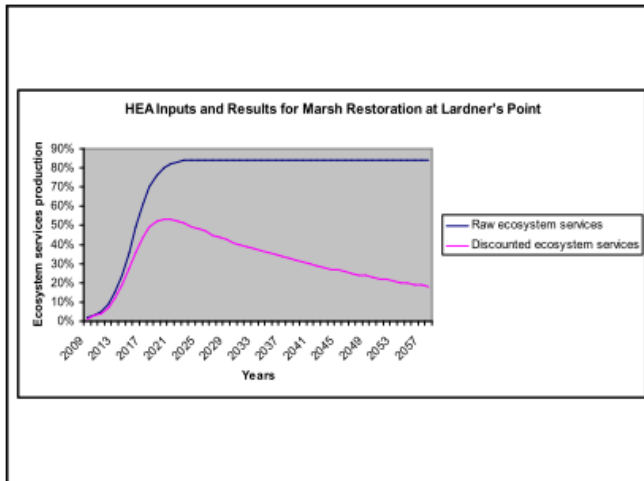
Inputs:
 Project Implementation: 2009
 Maximum Ecological Service: 83 percent
 Baseline Ecological Service: 0 percent
 Years to maximum service: 13
 Curve for Service Gain: Logistic
 Project life span: 50
 Discount Rate: 3 percent
 Results:
 1 acre serviced marsh provides 15.6 DSAYs of ecological service.

Annual Calculations:						
Year	Ecological Service Improvement (per acre)	Discounted Ecological Service (per acre)	Year	Ecological Service Improvement (per acre)	Discounted Ecological Service (per acre)	
2009	7%	0.03	2014	84%	0.11	
2010	7%	0.03	2015	84%	0.10	
2011	7%	0.04	2016	84%	0.10	
2012	9%	0.07	2017	84%	0.10	
2013	13%	0.12	2018	84%	0.10	
2014	24%	0.19	2019	84%	0.10	
2015	38%	0.28	2020	84%	0.11	
2016	48%	0.36	2021	84%	0.10	
2017	61%	0.43	2022	84%	0.10	
2018	70%	0.48	2023	84%	0.10	
2019	76%	0.52	2024	84%	0.10	
2020	80%	0.53	2025	84%	0.10	
2021	82%	0.53	2026	84%	0.10	
2022	82%	0.52	2027	84%	0.10	
2023	82%	0.51	2028	84%	0.10	
2024	82%	0.49	2029	84%	0.10	
2025	82%	0.48	2030	84%	0.10	
2026	82%	0.47	2031	84%	0.10	
2027	82%	0.45	2032	84%	0.10	
2028	82%	0.44	2033	84%	0.10	
2029	82%	0.43	2034	84%	0.10	
2030	82%	0.41	2035	84%	0.10	
2031	82%	0.40	2036	84%	0.10	
2032	82%	0.39	2037	84%	0.10	
2033	82%	0.38	2038	84%	0.10	
					Sum (2009-2058):	15.6

* Values are discounted to 2009, the year the marsh system was established.

Evaluation de la restauration du capital naturel à partir de la somme de DSAYs produits: exemple d'un projet de compensation suite à la marée noire de l'Athos

Source: NOAA et al., 2009



Références citées

- Atkinson G. and Pearce D.W., (1993), "Capital Theory and the Measurement of Sustainable Development: An Indicator of Weak Sustainability", *Ecological Economics* 8: 103-108.
- Dunford, R.W., Ginn, T.C. & Desvougues, W.H., (2004), "The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments", *Ecological Economics*, 48, 49-70.
- Ekins P., (2003), "Identifying Critical Natural Capital. Conclusions about Critical Natural Capital", *Ecological Economics* 44: 277-292
- Millennium Ecosystem Assessment, (2005), *Ecosystem and Human Well-Being: synthesis*, Island Press, 137p.
- National Oceanic and Atmospheric Administration et al., (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*, Report, 263p.
- Roach B., Wade W.W., (2006), "Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis", *Ecological Economics* 58 :421-433
- Thompson D.B., (2002), "Valuing the environment: courts' struggles with natural resource damages", *Environmental Law* 32: 57-89

DÉBAT – Atelier 1

- Q1. **Patrick POINT**³ : Comment sont construits les scénarios ? En effet, pour construire ces scénarios, on simplifie les cas possibles en respectant uniquement le critère d'orthogonalité. Or, dans la réalité, les attributs ne sont pas indépendants. Il serait donc nécessaire d'évaluer les effets conjoints des attributs. **Dominique AMI** : En effet les attributs environnementaux ne sont généralement pas indépendants entre eux. Cependant, intégrer les interactions entre les attributs, nécessiterait d'estimer 81 programmes, ce qui n'est pas envisageable. Une solution néanmoins possible est d'interroger plus d'individus auxquels on soumet des programmes encore différents.
- Q2. **Patrick POINT** : Comment ont été choisies les valeurs monétaires de chaque scénario ? **Dominique AMI** : Il s'agit d'un pourcentage de la taxe d'habitation.
- Q3. **François MARICAL**⁴ : Que se passerait-il si on faisait une enquête pour calculer les CAP pour estimer la valeur statistique de la vie humaine de 100 enfants et de 100 personnes âgées ? Une étude de l'OCDE semble effectivement accorder une valeur double à un enfant par rapport à une personne âgée. **Nicolas TREICH** : Un mémorandum recommande de ne pas ajuster la VSL ni aux revenus, ni à l'âge. **Ari RABL** : une variabilité en fonction de l'âge est sujette à trop d'incertitude et il faut appliquer les valeurs recommandées par les instances internationales, comme la Commission européenne. Ces valeurs devraient être périodiquement actualisées (tous les 10 ans).
- Q4. **Sarah FEUILLETTE**⁵ : A partir de quelle « assiette » seront calculées les valeurs économiques totales associées à l'analyse conjointe ? Autrement dit, de quelle population l'échantillon est-il représentatif ? **Dominique AMI** : Il n'existe pas de réponse simple. Si l'éloignement fait effectivement baisser la valeur du bien, le travail d'analyse porte uniquement sur les valeurs moyennes de l'échantillon.
- Q5. **Christophe RAFFENBERG**⁶ : Est-il envisageable d'introduire l'impact des perturbateurs endocriniens sur l'espérance de vie ? **Nicolas TREICH** : La question est intéressante mais, à ce stade, il est encore difficile de répondre.

3 Cf. présentation page 41.

4 Économiste-statisticien, chargé de mission au MEDDTL

5 Économiste, chef du service « prévision, évaluation et prospective » à l'agence de l'Eau Seine-Normandie

6 Ingénieur de recherche, écotoxicologue, chargé de mission au MEDDTL

- Q6. **Hélène GAUBERT** ⁷ : Je pensais que la réparation devait être faite en priorité sur le site impacté. Ce n'est pas le cas ? **Harold LEVREL** : En effet la réparation compensatoire doit s'effectuer en priorité sur le site impacté. Cependant, la restauration sur site ne compense qu'une partie des dommages (surface B sur le schéma). Même en restaurant parfaitement le site initial on a une perte pendant les années où le site est endommagé (surface A). Autrement dit, si l'on veut réellement « compenser », il faut améliorer également les sites alentours.

7 Écologue, chargée de mission au MEDDTL

Atelier 2 : **« agrégation des valeurs »**

Atelier présenté par François MARICAL, adjoint au chef du bureau de la Fiscalité et des Instruments économiques pour l'Environnement

Évaluer la valeur économique totale d'un écosystème repose potentiellement sur plusieurs étapes intermédiaires d'agrégation (conceptuellement au moins) :

- ❖ une agrégation des différentes valeurs d'un même service (valeurs marchandes, non marchandes, usages, non usages, existence)
- ❖ une agrégation des différents services distincts rendus par l'écosystème ou le bien environnemental (cette distinction pouvant être fonctionnelle ou spatiale par exemple)
- ❖ une hypothèse « d'additionnalité » implicite permettant de passer de la somme des parties au tout

Cette procédure soulève plusieurs questions cruciales que l'on se propose de débattre ici.

Que faut-il entendre par valeur économique totale ? Est-ce la somme des valeurs d'usage et de non usage d'un bien et des usages et impacts marchands et non marchands d'un service ? Est-on capable d'en donner une définition opérationnelle pour des politiques publiques et leur mise en œuvre locale ? Peut-on prétendre, par certaines méthodes et sous certaines conditions, évaluer la valeur économique totale d'un bien ou d'un service environnemental ?

Comment agréger les valeurs des différents services lorsque ceux-ci sont interdépendants, afin d'éviter des double-comptes ? Cette question se pose a fortiori dans la mesure où, pour valoriser un système complexe, plusieurs méthodes peuvent être mises en œuvre pour différents services environnementaux. Chaque méthode ne couvrant pas nécessairement un champ strictement défini de services, et les services étant eux-mêmes interdépendants, sommer différentes valeurs peut aboutir à des doubles comptes. Ainsi la valeur des usages récréatifs d'un espace naturel ne peut pas a priori être directement sommée à la valeur des autres services rendus (épuration, biodiversité...), les usages récréatifs n'étant pas indépendant des autres services rendus.

Enfin, comment tenir compte des effets d'agrégation justement (ou effet de système), soit encore du caractère non linéaire des phénomènes étudiés ? On peut bien chercher à évaluer les services rendus par 1 mètre de linéaire de haies, mais comment tenir compte du fait que le service n'est produit qu'à partir du moment où les haies sont mises en réseau justement ?

Jean-Michel SALLES – *Économiste-agronome, diplômé de l'EHESS, directeur de recherche du CNRS, directeur du LAMETA (UMR 5474), vice-président du groupe du Centre d'analyse stratégique (CAS) sur l'« Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes ». Il s'intéresse dans ses recherches à l'économie de la biodiversité, à la monétarisation de la soutenabilité et à la gestion de l'eau.*

Quelques questions soulevées par l'agrégation des valeurs

L'agrégation semble nécessaire pour éviter de raisonner sur des listes partielles et donc de biaiser l'analyse. Les différentes « raisons économiques » de faire ou ne pas faire prennent tout leur sens dans une perspective coûts-avantages qui implique l'agrégation (numéraire unique).

La monétarisation est la voie classique pour réaliser l'agrégation. Toutefois, elle pose la question de l'incommensurabilité. Certaines valeurs ne peuvent être mesurées en termes monétaires. D'autre part, la monétarisation n'est pas sans danger ; en effet, monétariser peut parfois entraîner la « corrosion » de certaines valeurs. Exemple canonique : si les parents qui viennent chercher leurs enfants à la crèche en retard doivent payer une amende, ils auront tendance à relâcher leurs efforts pour respecter les horaires et y aller encore plus tard. Enfin, on ne peut pas toujours bien analyser et caractériser ce qui se trouve derrière les valeurs des analyses coûts-avantages.

La réalité apporte cependant quelques éléments de réponse : d'une part, la monnaie apparaît comme une unité pratique et raisonnablement neutre et d'autre part, les préférences déclarées et révélées par des choix montrent que les sujets font des arbitrages.

a) L'agrégation des composantes de la valeur

La « valeur économique totale » (VET) est un concept introduit par J. Krutilla en 1967 et repris par l'École de Londres en 1989. Il ne s'agit pas d'estimer la valeur économique de la nature en tant que telles mais bien des variations marginales d'état ou d'éléments de la nature. La VET est obtenue en économie de l'environnement par l'agrégation de différentes « composantes » :

- ❖ **la valeur d'usage direct**, liée à un usage effectif reposant sur l'interaction directe de l'agent avec l'actif (matière première, usage récréatif...);
- ❖ **la valeur d'usage indirect**, liée à un usage effectif n'impliquant pas d'interaction avec l'actif (fonction écologique, hydrologique...);
- ❖ **les valeurs d'option**, qui reflètent l'intérêt de préserver des options de choix pour des usages futurs potentiels ;
- ❖ **les valeurs de non-usage**, relatives à des actifs qui ne seront jamais utilisés (valeur de legs, valeur d'existence...).

Certains économistes évoquent aussi des valeurs non-anthropocentriques qui pourraient, du moins en théorie, être prises en compte dans la VET.

D'un point de vue conceptuel, il n'est pas difficile de distinguer ces différents types de valeurs (voire d'en ajouter d'autres) ; d'un point de vue opérationnel par contre, il est plus délicat de les additionner pour obtenir la VET, pour plusieurs raisons :

- ❖ un type de valeurs peut influencer sur un autre ;
- ❖ les valeurs ne sont pas toutes économiques ;
- ❖ le principe même d'évaluer les préférences peut en créer chez un sujet qui n'en avait pas a priori (« préférences découvertes ») ;
- ❖ le fait d'utiliser différentes méthodes pour l'obtention des valeurs rend leur agrégation d'autant plus délicate que les résultats ne sont pas directement comparables.

JM Salles présente les trois grandes méthodes de monétarisation :

Les méthodes basées sur les coûts

Ces méthodes consistent principalement à évaluer les coûts de remplacement du bien ou service environnemental dans une perspective coût-efficacité. L'objectif implicite est de mesurer les impacts du maintien de l'existant ou de la compensation des pertes. On ne peut pas vraiment parler de « valeur » mais au contraire de « coûts ».

Les méthodes basées sur les préférences révélées

Ces méthodes visent à évaluer les usages effectifs et le plus souvent directs. Elles intègrent implicitement les arbitrages, notamment budgétaires, des ménages.

Les méthodes basées sur les préférences déclarées

Ces méthodes visent à évaluer le non-usage, et notamment les valeurs d'existence et de legs. La principale critique qui leur est portée est que les consentements à payer représentent plutôt des dons charitables, des choix citoyens etc. plutôt que des valeurs économiques.

De manière générale, au regard des limites de ces méthodes, il faut préciser que les économistes n'ont, de toute façon, jamais accès à la « vraie » valeur.

b) L'agrégation des valeurs des services écosystémiques

La notion de « service » est ancienne ; elle a été initiée en 1977 par Westman (« natural services ») puis systématisée et standardisée par le Millenium Ecosystem Assessment (2005). Plusieurs articles ont signalé depuis la nécessité de « classifications multiples » orientées vers les décisions plutôt qu'une classification d'ensemble.

Quelques remarques sur la notion de « valeur » :

Le calcul de la « valeur totale » des écosystèmes peut conduire à l'obtention d'une valeur supérieure au PIB puisque l'on y intègre des composantes non monétaires. Ce résultat peut susciter des critiques et des questions sur ce qu'est la « valeur totale » de l'économie (cf. rapport de Costanza de 1997 sur les valeurs des écosystèmes mondiaux).

La notion de valeur implique la possibilité de comparer et d'agir. En fonction du degré de dégradation des écosystèmes, les services écosystémiques n'évoluent pas de la même façon (effets de seuil).

Récemment, le rapport Chevassus-au-Louis⁸ met l'accent sur plusieurs points pris en considération pour l'agrégation des valeurs des services écosystémiques. Il repose sur les hypothèses et modalités suivantes :

- ❖ l'évaluation des seules valeurs d'usage réel (les autres valeurs, généralement évaluées via les préférences déclarées, ont été écartées car considérées comme faibles méthodologiquement) ;
- ❖ la confirmation de l'importance du non marchand et les conséquences possibles sur la hiérarchie des choix publics ;
- ❖ l'évaluation de la biodiversité générale, via les services qu'elle rend (non évaluation de la biodiversité « remarquable ») ;
- ❖ une hypothèse de linéarité (non prise en compte des éventuels effets seuil, effets cumulés etc.) ;
- ❖ l'application de la règle d'Hotelling pour les actifs indispensables/irremplaçables ;
- ❖ la prise en compte du temps.

Des valeurs de référence *a minima* ont été déterminées sur la base de ces hypothèses, pour les forêts tempérées et les prairies. Le rapport Chevassus-au-Louis préconise de compléter ces valeurs, de les spatialiser et de les étendre à d'autres écosystèmes. En termes de gouvernance, un processus transparent devra permettre de fixer ces valeurs et réguler leur utilisation.

Concernant la spatialisation des valeurs, il souligne que les services sont en général plus ou moins proportionnels à la surface mais ce n'est pas toujours le cas. Il arrive que lorsque le nombre d'hectares diminue, leurs valeurs unitaires augmentent (ex : valeur d'existence) ; inversement, certains services diminuent avec la fragmentation de l'espace (ex : services de régulation). Pour passer de la valeur d'un hectare à dix hectares, il ne suffit donc pas toujours de multiplier la valeur par 10.

Concernant la dimension temporelle, il faut noter que l'incertitude et le taux d'actualisation influent sur les valeurs d'option. D'autre part, dans le cas des préférences déclarées, les résultats peuvent être très différents selon les modes de paiement envisagés et en particulier leur échelonnement dans le temps (paiement unique, multiple...).

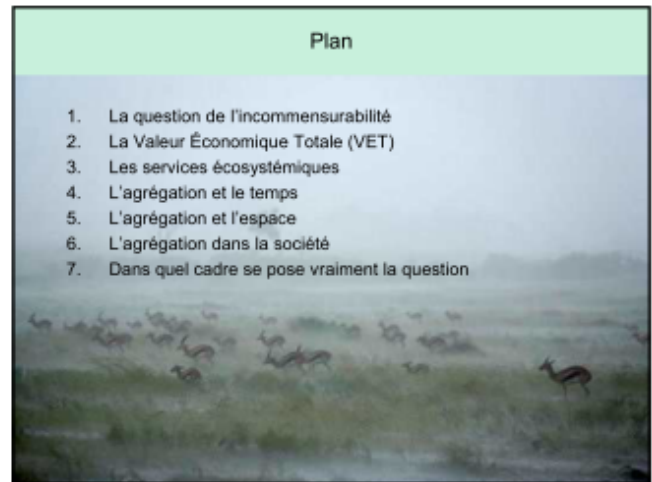
Jean-Michel SALLES attire notre attention sur la notion de seuil. Peu à peu, en tout lieu, nous changeons le monde. Or il existe peut-être un point d'irréversibilité qui pourrait changer tous nos systèmes de valeurs.

Conclusion

8 *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes* (CAS, 2009), rapport du groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis : http://www.strategie.gouv.fr/IMG/pdf/04Rapport_biodiversite_28avril2009_.pdf

La question de l'agrégation des préférences dans les fonctions de demande sociale est extrêmement complexe. Elle soulève de multiples interrogations : notamment sur l'effet agrégé/structurel des variables explicatives (revenu, culture, âge...), l'effet des « engagements » (des parties de la population concernée seront plus attentives à certains aspects de la question...) ainsi que l'effet de la distance entre le lieu de résidence et l'actif évalué sur la base des préférences déclarées. Les réponses obtenues sont donc délicates à extrapoler, d'autant qu'il s'avère difficile d'obtenir des informations sur la structure de la population de référence. On accepte donc souvent un facteur élevé d'incertitude et cette question est généralement peu valorisée dans les revues scientifiques.

Au final, puisque le consentement à payer correspond au montant total, la question de l'agrégation n'est pas si fréquente. Lorsque l'évaluation recourt à des méthodes de préférences déclarées, la vraie question est plutôt celle de la désagrégation des valeurs en fonction des différentes motivations et problématiques.



Quelles valeurs s'agit-il d'agrèger ?

Valeurs de quoi ?

- Des valeurs instrumentales (la finalité est le bien-être)
- Elles ne portent donc pas sur des objets
- Mais sur des changements dans leurs caractéristiques et disponibilité
- On évalue les conséquences de changements ou de choix

• Pourquoi agrèger ?

- Parce que les différentes « raisons économiques » de faire ou ne pas faire quelque chose prennent tout leur sens dans une perspective coûts-avantages qui implique l'agrégation (numéraire unique)
- Parce qu'une liste partielle conduirait à un jugement biaisé

'to say that we should not do valuation of ecosystems is to deny the reality that we already do, always have and cannot avoid doing so in the future' (Costanza et al., 1998).

La question de l'incommensurabilité

"We didn't have time to pick up a bottle of wine, but this is what we would have spent."
(New Yorker cartoon.)

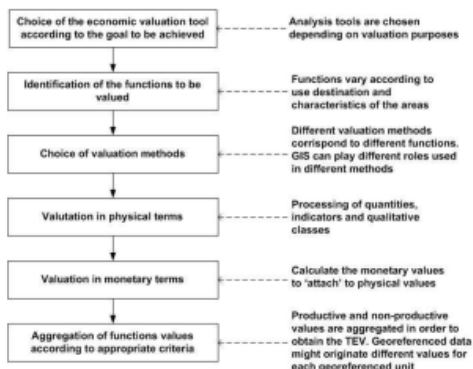
La question de l'incommensurabilité

- *"The issue of 'incommensurables' grew to be the single most controversial issue in CBA, and it remains so today"* (Pearce, 2000)
- C'est le débat sur le conception « forte » de la durabilité
- La question de l'incommensurabilité est liée à la monétarisation :
 - « Certaines valeurs ne peuvent être mesurées en termes monétaires »
 - « La mesure en termes monétaires entraîne la corrosion de certaines valeurs »
 - « On ne sais pas vraiment ce que mesurent les valeurs issues des ACA »
- Elle a parfois conduit à se focaliser sur les préférences lexicographiques
- Mais, comment arbitrer dans des situations de conflits entre les principes déontologiques ? Comment justifier dans les choix cornéliens ?
- La réalité apporte cependant des éléments de défense de la commensurabilité monétaire :
 - Les préférences déclarées ou, mieux, révélées par des choix montrent que les sujets font des trade-offs
 - La monnaie est un numéraire parmi d'autres, il est à la fois pratique et raisonnablement "neutre"

La Valeur Économique Totale (VET)

- Une longue maturation :
 - Inspirée par J. Krutilla, "Conservation reconsidered" (AER, 1967)
 - Proposée par l'École de Londres (Pearce & Turner, 1989)
- La valeur Économique Totale apparaît en économie de l'environnement comme une agrégation des valeurs :
 - La **valeur d'usage direct** est liée à un usage effectif reposant sur l'interaction directe de l'agent avec l'actif (ressource, récréatif...)
 - La **valeur d'usage indirect** liée à un usage effectif n'impliquant pas d'interaction avec l'actif (gestion des flux et des fonctionnalités)
 - Les **valeurs d'option** qui reflète l'intérêt de préserver des options de choix pour des usages futurs potentiels
 - Les **valeurs de non-usage** sont relatives à des actifs qui ne seront jamais utilisés (valeur de legs, valeur d'existence...)
- La VET ne reflète pas la "véritable valeur de la nature" :
 - la valeur d'usage d'actifs indispensables (oxygène) n'aurait pas de sens (sauf à l'estimer au coût de production de service équivalent)
 - il s'agit d'évaluer des variations marginales de surplus liées des changements identifiés dans la disponibilité (exemple : pour des actifs menacés)

Mesurer une VET...



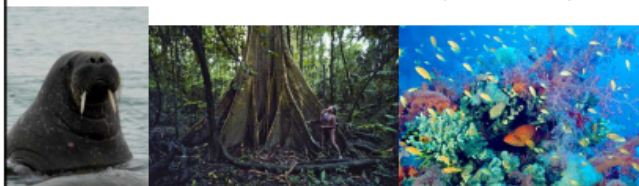
Les composantes de la valeur économique totale

- **Des valeurs d'usage réel ou effectif**
 - **Usages directs** : productifs, récréatifs, esthétiques, santé
 - usages de consommation directe (alimentation, énergie, plantes médicinales...)
 - usages productifs = ressources industrielle (pharmaceutique, énergie, matériaux...)
 - usages n'impliquant pas la consommation, comme les usages récréatifs ou esthétiques, le tourisme, les science et l'éducation.
 - **Usages indirects** : valoriser les fonctions écologiques
 - avantages liés à la demande dérivée pour le maintien d'écosystèmes qui fournissent des services contribuant au bien-être sans impliquer d'interaction directe (services contribuant à la productivité des agro-systèmes ; régulation des climats ; entretien de la fertilité des sols ; contrôle du ruissellement et des flux hydriques ; épuration des eaux ou de l'atmosphère...)
- **Des valeurs d'usage potentiel**
 - **Valeur d'option statique** (assurance face à incertitude sur les usages futurs)
 - **Valeur d'option dynamique** (meilleurs choix si amélioration de l'information)

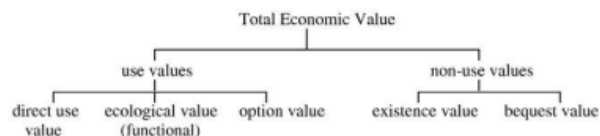


Les composantes de la valeur économique totale (suite)

- **Des valeurs de non-usage ou d'usage passif** parmi lesquelles la littérature distingue trois formes d'altruisme ou de sujets sur lesquels il s'exerce :
 - l'**altruisme envers nos contemporains** qui fait que nous valorisons la préservation d'écosystèmes au motifs que d'autres en tirent un bénéfice ; c'est la notion de valeur d'usage par procuration (« vicarious use value »)
 - l'**altruisme envers nos descendants** ou, plus généralement, les générations futures à qui nous souhaitons léguer, laisser en héritage des écosystèmes fonctionnels et utilisables (« bequest value »)
 - l'**altruisme envers les espèces non humaines** auxquelles nous pouvons reconnaître une certaine forme de droit moral à exister (« existence value »)



La VET



La VET

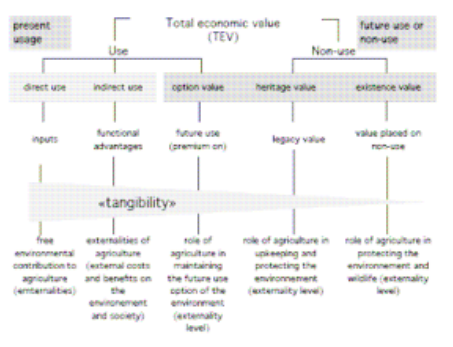
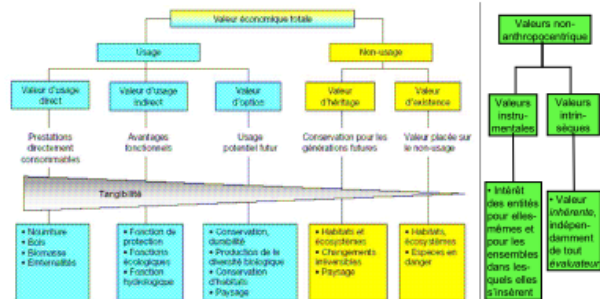


Figure 1 – Total Economic Value

Les composantes de la VET : synthèse ?



Source : CAS, 2008

Source : Turner et al, 2003

Valeurs de non-usage : des questions ouvertes

- Depuis leur introduction par J.V. Krutilla (1967), l'interprétation des valeurs d'existence a évolué :
 - depuis un consentement à payer pour préserver sans souci d'usage
 - vers l'expression de formes d'altruisme (ou de "stewardship")
- Valeurs d'usage et valeurs intrinsèques
 - Une évaluation anthropocentrée ou anthropogène ?
- Des valeurs économiques ou la recherche d'une satisfaction morale ? (Kahneman et Knetsch, 1992)
- Les agents économiques sont-ils des consommateurs altruistes ou des citoyens engagés ? (A. Sen, 1979 ; M. Sagoff, 2004)
- Les préférences existent-elles pour tous les actifs *a priori*, ou les agents les découvrent-ils à l'occasion de la révélation des menaces, dans le contexte même de la mise en œuvre des méthodes d'évaluation (Plott, 1996)

Ces multiples interrogations tendent à faire considérer l'agrégation des différentes valeurs au sein de la VET avec discernement et prudence

De multiples méthodes... aux objectifs différents

- Les méthodes basées sur des coûts (restauration, remplacement...) ne se situent pas dans une perspective coût-avantage, mais coût-efficacité (l'objectif implicite est le maintien de l'existant ou la compensation des pertes)
- Les méthodes basées sur des préférences révélées mesurent *a priori* des valeurs d'usage effectif, généralement direct ; elles intègrent implicitement les arbitrages, notamment budgétaires, des agents
- Les méthodes basées sur les préférences déclarées sont donc les seules qui permettent d'approcher la VET
 - Quelques études se sont efforcées de distinguer la part des valeurs de non-usage dans les consentements à payer et ont mis en évidence qu'elles pouvaient représenter une part prépondérante (44 + 48% dans Stevens et al., 1992)
 - Certains auteurs ont remis en cause le fait qu'il s'agisse de valeurs économiques, mais plutôt : des choix citoyens ou éthiques, des dons charitables...
 - Mais, les économistes n'ont jamais accès à la « vraie » valeur et, pour discuter ces points, il faudrait pouvoir les confronter à des approches alternatives
- Les résultats obtenus par des méthodes différentes ne sont donc pas directement comparables/commensurables et leur agrégation (si l'on mesurait, par exemple, des valeurs d'usage par des préférences révélées et de non-usage par des préférences déclarées) est, au mieux, délicate

Évaluation par les services écosystémiques

- Une notion ancienne (Westman, 1977) (et avant sous d'autres noms)
- Dont la notoriété a été accélérée par une étude provocatrice : "The value of the world ecosystem and natural capital" (Costanza et al, 1997)
- Systématisée et standardisée par le Millennium Ecosystem Assessment

Le diagramme illustre la hiérarchie des services écosystémiques. Au centre se trouvent les 'Fonctions de base (prestations de la fonctionnalité)', qui incluent des cycles des nutriments (azote, phosphore, etc.), la formation des sols et la production primaire. Ces fonctions soutiennent quatre catégories de services :

- Services d'approvisionnement** : Alimentation, Eau douce, Bois et fibres, Médicaments, etc.
- Services culturels** : Loisirs, Santé, Éthique et pédagogique, etc.
- Services de régulation** : Climat, Régulation (sécheresse, inondations), Appartenance des sols, Qualité de l'air, etc.

- Plusieurs articles ont souligné depuis que des « classifications multiples », orientées vers les décisions, pouvaient être nécessaires

Calculer la valeur totale des écosystèmes : est-ce bien raisonnable ?

	Approvisionnement	Régulation	Culturels	Valeur Totale
Écosystème 1				
Écosystème 2				
Écosystème 3				
...				
Écosystème N				
Aire totale				33 000 G\$?

Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être de l'homme

Services que procurent les écosystèmes

- Services de provisionnement** : Produits bois, Produits agricoles, Pêche, Eau douce, Énergie, Médicaments, Services génétiques.
- Services de régulation** : Régulation du climat, Régulation des inondations, Régulation de l'eau, Régulation de la qualité de l'air, Régulation des sols.
- Services culturels** : Bénéfices récréatifs, Valeurs d'usage, Éducation, Santé, Éthique, Services génétiques, etc.

Facteurs et éléments constitutifs du bien-être

- Sécurité** : Sécurité alimentaire, Sécurité énergétique, Sécurité hydrique, Sécurité des biens et services, Sécurité des personnes.
- Éléments essentiels pour une vie saine** : Disponibilité des services, Qualité de l'air, Qualité de l'eau, Qualité des sols.
- Santé** : Disponibilité des services de santé, Qualité de l'air, Qualité de l'eau, Qualité des sols.
- Libertés et possibilités de choix** : Disponibilité des services, Qualité de l'air, Qualité de l'eau, Qualité des sols.
- Bonnes relations sociales** : Disponibilité des services, Qualité de l'air, Qualité de l'eau, Qualité des sols.

(Source : Millennium Ecosystem Assessment, 2005)

Plus précisément

ECOSYSTEM SERVICES

- Provisioning** : FOOD, FRESH WATER, FRESH FISH, FUEL, etc.
- Supporting** : SOIL FORMATION, PHOTOSYNTHESIS, PRIMARY PRODUCTION, etc.
- Regulating** : CLIMATE REGULATION, FLOOD REGULATION, DISEASE REGULATION, WATER REGULATION, etc.
- Cultural** : RECREATION, EDUCATION, SPIRITUAL, etc.

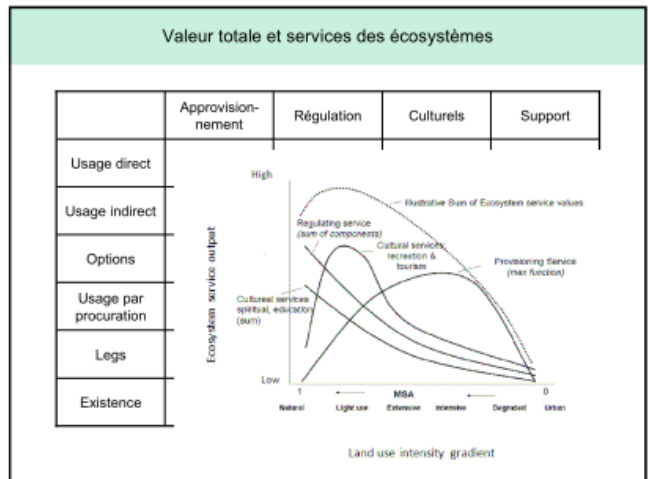
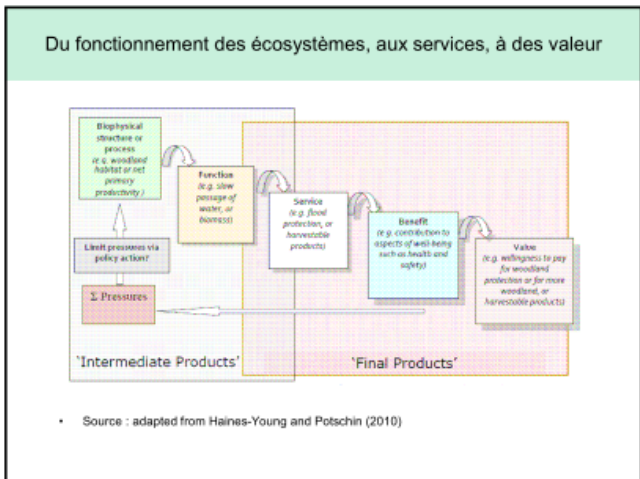
LIFE ON EARTH - BIODIVERSITY

CONSTITUENTS OF WELL-BEING

- Security** : PERSONAL SAFETY, SECURE RESOURCE ACCESS, SECURITY FROM DISASTERS, etc.
- Basic material for good life** : ACCESSIBLE AND AFFORDABLE FOOD, SUFFICIENT FOOD FOR FOOD SECURITY, etc.
- Health** : STANDING WELL, FEELING WELL, ACCESS TO CLEAN AIR AND WATER, etc.
- Good social relations** : SOCIAL COHESION, SOCIAL RESPECT, ABILITY TO PARTICIPATE, etc.

La liberté de choisir implique l'existence d'un pluralisme : politique, technologique, culturel...

Source : MEA, 2005



L'agrégation des valeurs des services dans le Rapport du CAS (Chevassus-au-Louis et al., 2009)

Services	Valeur proposée
Services de prélèvement	
- bois	75 € (75 à 160 €)
- autres produits forestiers (hors gibier)	10 à 15 €
Services de régulation	
- fixation carbone	115 €
- stockage carbone	414 € (207 à 414 €)
- autres gaz atmosphériques	Non évaluée
- eau (quantité annuelle)	0 €
- eau (régulation des débits)	Non évaluée
- eau (qualité)	90 €
- protection (érosion, crues)	Non évaluée
- biodiversité	Non évaluée
- autres services de régulation (santé, etc.)	directement Non évaluée
Services culturels	
- promenades (hors excursions et chasse)	200 € (0 à 1 000 €)
- chasse	55-69 €
- autres services culturels	Non évaluée
TOTAL (min.-max.)**	env. 970 € 500 à plus de 2 000 €

- Il ne s'agit que de **valeurs d'usage réel** (les autres valeurs, ainsi que les travaux basés sur des préférences déclarées ont été largement écartés)
- Confirmation de l'**importance des services non-marchands** (notamment de régulation) et conséquences possibles sur la hiérarchie des choix publics
- Il s'agit de valeurs « de références » :
 - Qui devront être « **spatialisées** » (paramétrées en fonction de variables localisées)
 - Qui doivent être situées dans une **perspective temporelle** (si ce type d'écosystème ou de service est menacé de raréfaction, de disparition...)
- Importance de **procédures permanentes, transparentes et légitimes** pour fixer ces valeurs et réguler leur utilisation

- ### Dimension temporelle de l'agrégation
- Ajouter des valeurs qui se réaliseront à des moments différents dans le futur suppose :
 - De les prévoir : quelle évolution des prix relatifs
 - De les transformer en leur valeur présente ou actualisée
 - Prévoir les valeurs futures dépend au moins :
 - De l'évolution des actifs concernés
 - De l'évolution de leurs conditions d'usage (et non-usage) qui dépend de l'évolution du contexte et, notamment, de sa « rareté »
 - L'utilisation d'un **taux d'actualisation** n'est qu'une solution pratique
 - L'incertitude donne une grande importance à des valeurs d'option
 - Pour des actifs irremplaçables (et indispensables ?), la règle d'Hotelling (prix relatif croissant au rythme du taux d'actualisation) pourrait s'appliquer. Attention!!! Pourrait conduire à des valeurs in(dé)finies...
 - Les méthodes basées sur des préférences déclarées doivent expliciter si :
 - Il s'agit d'un paiement unique ou d'un paiement annuel
 - En fait, souvent, on propose un paiement forfaitaire étalé sur 5 ans pour éviter un « choc financier » (discutable)

- ### Dimension spatiale : agréger sur des territoires
- Les différentes services (et valeurs) ne sont en général pas directement additifs en unités de surface :
 - Certains peuvent être corrélés à des surfaces (stockage du C, épuration...);
 - Mais d'autres le sont assez peu (gestion de flux, dérangement...);
 - Ou pas du tout (valeurs d'existence ? services culturels, spirituels..)
 - L'évaluation doit, si possible, porter sur les impacts d'un projet :
 - Elle peut difficilement être reconstruite à partir de valeurs unitaires
 - La question de la connectivité des espaces est ici primordiale
 - La question se pose différemment pour les méta-analyses
 - C'était l'une des motivations de la distinction entre biodiversité « ordinaire » et « remarquable » dans le Rapport Chevassus
 - Attention! Hectare après hectare, le monde change irréversiblement et on ne sait pas toujours où est le seuil d'une irréversibilité vraiment coûteuse
 - Les valeurs peuvent donc être logiquement faibles (résilience des écosystèmes et des systèmes sociaux), aussi longtemps qu'on se situe loin d'un effondrement

- ### Dimension sociale
- La question de l'agrégation des préférences dans des fonctions de demande sociale est peut être la plus complexe !
 - Elle est souvent mal traitée dans les travaux d'évaluation « scientifique » :
 - Elle peut être difficile d'obtenir des informations sur la structure de la population de référence
 - Cette question est peu valorisée dans les revues scientifiques
 - Elle soulève pourtant de multiples interrogations :
 - Effet agrégé/structurel des variables explicatives (revenu, culture, age...)
 - Effets des « engagements » (des parties de la population concernée seront plus attentives à certains aspects de la question...)
 - Effet de la distance « lieu de résidence – actif évalué » (sur préférences déclarées)
 - Ces questions sont de mieux en mieux traitées dans des approches novatrices : délibérative, favorisant la construction des préférences

Conclusion

- La question de l'agrégation se pose finalement pas si souvent dans le cadre de la VET :
 - Les consentements à payer répondent à la question globalement (sous réserve que le vecteur de paiement soit pertinent)
 - Le problème peut être, au contraire, de désagréger un CAP en fonction de diverses motivations (et ce n'est pas simple)
- La question de l'agrégation se pose clairement pour les services écosystémiques :
 - Par type de services
 - Dans l'espace, le long d'un itinéraire...
 - Dans le temps (quels scénarios globaux d'évolution des services)
 - Dans la société, entre « *stakeholders* »
- L'enjeu central est sans doute de toujours penser la question de l'agrégation dans une perspective décisionnelle claire



Merci de votre attention

Bernard DE CAEVEL – *Ingénieur chimiste, fondateur et directeur de RDC Environnement, bureau d'études et de conseil spécialisé dans les études complexes dans les problématiques de développement durable (analyses de cycle de vie, analyses coût-efficacité, études d'incidence, etc.). Il est un est donc un praticien de l'analyse économique dans un contexte de prise de décision et développe l'utilisation de la monétarisation dans son activité.*

Monétarisation des impacts environnementaux et agrégation

L'objectif des décideurs (publics ou privés) est, selon la théorie économique classique, de « maximiser le bien-être ». Cela soulève plusieurs questions :

- ❖ De qui mesure-t-on le « bien-être » ? Celui des français ? Celui des humains ? Celui des vivants ?
- ❖ Accorde-t-on une priorité à notre génération ? À nos proches ?
- ❖ Sur la population, doit-on raisonner en bien-être moyen ? En bien-être total ?
- ❖ Entre les différents états du monde futur possibles, doit-on raisonner « statistiquement » ? Doit-on prendre en compte au contraire l'aversion au risque ?

Il est nécessaire de bien exprimer les différentes hypothèses qui sont faites dans la modélisation économique. Par exemple, dans la méthode proposée par le bureau RDC Environnement, la quantification du bien-être se fait en euro : un euro de bien-être correspond au bien-être supplémentaire apporté par un euro de revenu supplémentaire pour un « français moyen ». La contre-partie est claire et assumée : les animaux et les non-résidents ne sont pas considérés, il n'y a pas d'aversion au risque, etc.

Bernard DE CAEVEL approfondit la question de l'analyse de cycle de vie (ACV). Quatre approches sont utilisées :

- ❖ agrégation physique. Cette approche est la plus utilisée, notamment la méthode « ReCiPe ». Globalement, il y a peu de différences avec une démarche de monétarisation, excepté que l'on s'arrête avant la dernière étape d'agrégation monétaire. Recipe 2008 décrit trois « *end-points* » (impacts finaux) : humain, ressources naturelles, nature/biodiversité ;
- ❖ évaluation d'experts avec des « *mid-points* » (impacts intermédiaires), comme l'acidification des océans, le changement climatique, ou avec des *end-points*. Une pondération des différents impacts est ensuite choisie pour agréger. Celle-ci repose sur des choix subjectifs ;
- ❖ « *distance-to-target* » (distance à l'objectif). Avec cette méthode, utilisée notamment en Suisse, la pondération correspond à un ratio entre les émissions totales d'un gaz et les objectifs d'émissions à terme. Or les objectifs ne sont pas nécessairement proportionnels aux impacts et de nombreux impacts ne sont pas soumis à des objectifs. Cette méthode reste

intéressante pour évaluer les effets de seuil, quand on ne dispose pas de modèle de comportement ;

- ❖ monétarisation.

C'est à cette dernière méthode que l'on s'intéresse ici. Cette méthode est assez mal acceptée et peu stabilisée (les résultats obtenus peuvent être différents voire contradictoires selon les hypothèses retenues). Toutefois, elle est largement utilisée. Les grandes entreprises sont nombreuses à demander des ACB, bien qu'elles communiquent peu sur ces travaux. Bernard DE CAEVEL souligne que la monnaie est l'unité d'agrégation par essence, ce qui lui fait préférer la monétarisation. Elle permet l'« objectivité » d'un bout à l'autre de l'étude et rend possible l'additivité avec les effets non environnementaux.

La méthode se heurte néanmoins à un certain nombre de difficultés :

- ❖ difficulté de modélisation ;
- ❖ effet de seuil, de non proportionnalité ;
- ❖ risque de double comptage ;
- ❖ corrélation entre les décisions.

La monétarisation est sensible à de nombreux paramètres. Elle est très utile comme « filtre » pour isoler les éléments les plus pertinents pour les décideurs, mais il vaut mieux ne pas tenter d'obtenir une valeur unique finale.

A partir de quelques valeurs clés, les décideurs peuvent ensuite prendre en compte les éléments filtrés ainsi que les paramètres non pris en compte (limites intrinsèques du modèle, acceptabilité sociale, cohérence avec d'autres décisions, effets des politiques indirectes, etc.).



Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation

Séminaire MEDDTL

Bernard De Caevel – 15 décembre 2010

RDC-Environnement

- Fondé en 1992
- Une équipe de 25 personnes, dont 20 ingénieurs
- Des activités en Belgique, France et EU
- Des clients publics (CE, MEDDTL, ADEME...)
- et privés (Nestlé, EDF, Eco-Emballages, Solvay,...)

rdc Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation 15 décembre 2010 2

RDC-Environnement

- Analyse du cycle de vie (ACV)
- Analyse Coût Bénéfice (ACB)
- Gestion stratégique des déchets
- Etude d'incidences sur l'environnement
- Audit environnemental

rdc Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation 15 décembre 2010 3

Objectif d'une décision

Maximiser le bien-être

- Des humains ou des vivants ?
- Priorité pour notre génération ?
- Priorité pour nos proches ?
- Moyenne ou valeur absolue ?
- Statistique ou avec aversion au risque ?

Quantification du bien-être en €

→ 1€ de bien-être = bien-être supplémentaire apporté par 1€ de revenu supplémentaire pour un français moyen (revenu médian)

rdc Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation 15 décembre 2010 4

Exemples

Evaluation du bien-être supplémentaire apporté par la rénovation du Parc Naturel des hautes Fagnes

Evaluation de l'intérêt de stimuler le compostage à domicile

Evaluation de l'intérêt d'augmenter le recyclage des emballages, du verre, de l'aluminium, des plastiques, des cartons

Evaluation de l'intérêt de réutiliser des appareils électriques

rdc Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation 15 décembre 2010 5

Méthodes d'aggrégation

Selon 4 approches dans les ACV

1. Par aggrégation physique (Recipe)
2. Par évaluation d'experts
3. Par « distance-to-target » → ecopoints
4. Par monétarisation

rdc Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation 15 décembre 2010 6


Méthodes d'agrégation

1. Par agrégation physique (Recipe 2008) :

3 « end-points »

- Humain : perte années de vie, qualité de vie
- Ressources
- Nature : biodiversité

= modélisation comme pour monétarisation mais arrêt juste avant dernière étape

 Monétarisation des impacts environnementaux - Aggrégation 15 décembre 2010 7


Méthodes d'agrégation

1 Par évaluation d'experts (Eco-indicator 1999)

- Soit à partir de mid-points, soit à partir de end-points
- Choix subjectifs mais bonne connaissance des problèmes
- Erreur fréquente : pondération fixe (ex : 30% effet de serre, 40% ressources...)

	Option A	Option B		Option A	Option B
t CO2	1	100	30%	0.003	0.3
kg cuivre	200	1	70%	0.7	0.0035
				0.703	0.3035


	Option A	Option B		Option A	Option B
t CO2	1	100	30%	0.003	0.3
kg cuivre	0.2	0.001	70%	0.7	0.0035
				0.703	0.3035

 Monétarisation des impacts environnementaux - Aggrégation 15 décembre 2010 8

Méthodes d'agrégation

1. Par « distance-to-target » → écopoints (Ecoscarcity 06, EDIP 2003)


- Pondération = ratio entre émissions totales et objectifs
- Problèmes :
 - Objectifs non proportionnels aux impacts (compromis impacts-coûts)
 - Pas d'objectifs pour certains impacts
 - Uniquement pour évaluer des impacts avec effet de seuil

 Monétarisation des impacts environnementaux - Aggrégation 15 décembre 2010 9

Méthodes d'agrégation

4. Par monétarisation → euros (EPS 2000...)

- Mal accepté car peu stabilisé
- Intrinsèquement meilleure :
 - Euro = unité d'agrégation par essence
 - Tout peut être appréhendé
 - Objectivité jusqu'au bout
 - Proportionnalité
 - Additivité avec effets non environnementaux (social, confort...)
- Difficultés
 - Modélisations
 - Effets de seuil, non-proportionnalité
 - Doubles comptages
 - Corrélations entre décisions

 Monétarisation des impacts environnementaux - Aggrégation 15 décembre 2010 10

Méthodologie


Exemple de quantification:

Une tonne de CO2 émise


En Chine ou En Europe

La collectivité doit supporter le coût des dommages (soins de santé, réchauffement, etc.)

La collectivité doit supporter les coûts de réduction d'une émission équivalente

 Monétarisation des impacts environnementaux - Aggrégation 15 décembre 2010 11

Comparaison des méthodes

 Monétarisation des impacts environnementaux - Aggrégation 15 décembre 2010 12

Utilisation de la monétarisation

- Comptabilise des effets divers
 - Environnement
 - Social (emploi, qualité de l'emploi)
 - Bien être lié à l'utilisation de produits
- Est sensible à de nombreux paramètres
 - ➔ Sert de filtre pour les décideurs, qui ne tiennent compte que des éléments pertinents (ex : éléments qui contribuent pour min 1% ou 3% aux impacts totaux)



Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation

15 décembre 2010 13

Utilisation de la monétarisation

- Le décideur prend en compte :
- Les éléments filtrés
 - Les paramètres non pris en compte dans les modélisations :
 - Limites intrinsèques (ex : capacité d'évaluation prospective)
 - Acceptation sociale
 - Cohérence avec autres décisions
 - Effets politiques indirects (créer une crise pour avoir décision forte)
 - Préférences fondamentales
 - Aversion au risque (nucléaire)
 - 1 chinois = 1 français ?



Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation

15 décembre 2010 14

Conclusions

1. **La monétarisation est fondamentalement la meilleure méthode d'agrégation mais doit de développer et se stabiliser**
1. **La monétarisation fournit la liste des éléments de décision principaux et le décideur pondère lui-même**
1. **Parfois cependant, les résultats de la pondération sont clairs...**



Monétarisation des impacts environnementaux – Aggrégation

15 décembre 2010 15



Research, Development & Consulting

Av. Eugène Plazky, 107 B-1030 Bruxelles, Belgique	Tel +32 (0) 420 28 23 Fax +32 (0) 420 75 76	Web : www.rdcenvironment.be E-Mail : rdc@rdcenvironment.be	Life Cycle Assessment, Waste Management, Impact Assessment
--	--	---	--

DÉBAT – Atelier 2

- Q7. **Michel BADRÉ**⁹ : L'économie propose de nombreuses méthodes de monétarisation ; cependant, le monde des praticiens apparaît disjoint de ces réflexions académiques. Les études d'impact des grands projets (tels que le Grand Paris ou le SNIT) n'ont pas recours à ces méthodes : seul un court paragraphe est généralement consacré à la monétarisation des impacts environnementaux, et ce malgré des valeurs de référence. Dès lors, comment mettre au regard les impacts environnementaux avec les coûts d'investissements ? Comment les valoriser économiquement ? **Jean-Michel SALLES** : Le calcul économique se porte mal de nos jours ; il existe des moyens plus efficaces pour influencer les décisions sans passer par des calculs compliqués. *In fine*, même si l'on choisit des outils économiques, les analyses doivent être désagrégées pour s'insérer dans le débat.
- Q8. **Jean-Luc PEYRON**¹⁰ : Les valeurs de référence du CAS laissent planer de l'ambiguïté du côté des praticiens. En l'état, ces valeurs de référence moyennes renseignent assez peu sur la façon dont devrait être gérée une forêt par exemple. **Harold LEVREL** : En effet, les valeurs de référence du CAS ne sont actuellement pas utilisées dans le processus de décision ; cela tient à ce que la VET empêche la négociation : dès lors qu'il n'y a qu'une valeur totale unique, il suffit de maximiser les analyses coûts-bénéfices sans passer par la discussion. Il semble plus intéressant de travailler sur des valeurs désagrégées, par service notamment, pour permettre le débat dans le processus décisionnel.
- Q9. **Luc MAUCHAMP**¹¹ : Le danger de l'agrégation réside dans le fait qu'on ne peut agréger que ce que l'on connaît, ce qui ne représente donc qu'un pourcentage du total, sans tenir compte, entre autres, de l'économie cachée. Il est donc nécessaire de faire preuve d'une grande honnêteté intellectuelle dans la présentation des résultats. **Jean-Michel SALLES** : Si on connaissait le pourcentage représenté, on saurait tout calculer. En effet, le besoin d'honnêteté intellectuelle est certain et consiste à caractériser, quand c'est possible, ce qu'on ne sait quantifier. Les valeurs de référence constituent, certes, un danger mais c'est ce qui avait été demandé au CAS. Ces valeurs se calculent sur la base d'espaces moyens. Ces valeurs en disent long sur les modes de vie de nos sociétés actuelles : la forêt par exemple possède une double fonctionnalité : usage récréatif mais également de production, qui sont tous deux à préserver. De la même façon, pourquoi dépenser des fortunes pour Internet alors que l'agriculture a du mal à subsister. L'évaluation révèle les tendances de la société.

9 Ingénieur agronome, inspecteur de l'Environnement, vice-président du conseil Général de l'Environnement et du Développement durable (CGEDD)

10 Ingénieur-chercheur en économie forestière (INRA), directeur du GIP Ecofor.

11 Ingénieur agronome, chef du projet « Observatoire national de la biodiversité » au MEDDTL

- Q10. **Olivier BOMMELAER**¹² : Le concept de VET est associé à de l'analyse contingente. Or, il faut éviter d'associer une VET à une seule méthode, car celle-ci ne peut pas rendre compte de la complexité des résultats. **Bernard DE CAEVEL** : Il faut faire attention dans l'extrapolation des résultats. Il est important que les décideurs soient informés des détails de l'agrégation. Il faut également savoir qui va subir les désagréments, de façon à pouvoir dédommager certaines catégories de personnes, même si le projet est globalement bénéfique pour la collectivité.
- Q11. **Arthur KATOSSKY**¹³ : Jusqu'ici, la vision est assez statique. Pour évaluer les projets, l'économie doit s'intéresser également aux flux financiers entre les différentes catégories d'acteurs pour les exposer aux décideurs. **Harold LEVREL** : Il serait probablement plus utile pour les décideurs que l'on reste à une approche désagrégée, service par service. **Jean-Michel SALLES** : Cela paraît plein de bon sens d'où l'intérêt de partir d'éléments désagrégés. Aujourd'hui, l'évaluation essaye de placer les sujets dans une situation où ils peuvent se constituer leurs préférences. Si l'on veut faire de l'analyse économique, il faut bien essayer d'agréger même si c'est pour désagréger dans un second temps. Le principe ne peut pas être remis en cause, les moyens et les méthodes si.

12 Chef du bureau « politiques des risques, de l'eau et des déchets » au MEDDTL

13 Économiste-statisticien, chargé de mission « monétarisation » au MEDDTL

Atelier 3 :

« transfert et spatialisation »

*Atelier animé par **Christophe POUPARD**, directeur adjoint de l'Économie des ressources naturelles et des risques.*

Évaluer les conséquences socio-environnementales d'une action publique est un travail de grande ampleur, nécessitant un personnel aux compétences variées sur une période généralement longue. Des déplacements sur le terrain sont nécessaires, des enquêtes par sondage sont nécessaires, des concertations avec les experts, les usagers et les décideurs sont nécessaires. L'évaluation est donc une entreprise coûteuse.

D'un autre côté, une évaluation socio-environnementale répond souvent à des cahiers des charges similaires, et les économistes en charge de ces évaluations se demandent de plus en plus souvent comment il serait possible d'utiliser le résultat d'une étude précédente pour celle en cours, autrement dit comment il serait possible de transférer les grandeurs entre deux études. Cet enjeu a bien été perçu par les créateurs de la base de données environnementale EVRI, pour ne citer qu'eux.

La question peut être déclinée selon quatre aspects : la qualité des études, la disponibilité des études et de l'information à leur sujet, la similarité des contextes locaux et l'efficacité de la méthode de transfert.

Julien HARDELIN – *Économiste, agronome, chargé de mission « Forêts et Océans » au Commissariat général du développement durable.*

Le transfert de valeurs : définitions, principes

Le terme de transfert vient des termes latins trans et ferro, et peut se traduire littéralement par « porter au-delà ». Il s'agit d'une démarche scientifique visant à appliquer à un système des informations relatives à d'autres systèmes. Face à une forte demande pour l'analyse monétaire mais avec un budget limité, autant capitaliser les études antérieures ! Historiquement, les premières réflexions apparaissent dans les années 1980 pour se développer récemment. Parmi les récents développements, un numéro spécial d'Ecological Economics en 2006.

En dehors de la monétarisation de l'environnement, des transferts de valeurs sont fréquemment utilisées. Par exemple des élasticités prix, des valeurs d'aversion au risques ou des valeurs du temps peuvent être utilisées dans des évaluations économiques alors qu'elles ont été estimées sur d'autres données.

On distingue plusieurs pratiques de transfert par ordre de complexité : sans ajustement, c'est-à-dire sans tenir compte des caractéristiques spécifiques de l'objet d'étude ; avec ajustement, c'est-à-dire en tenant compte de caractéristiques propres de l'objet d'étude ; et par transfert de modèle, auquel cas on ne transfère pas directement des valeurs mais des modèles calibrés sur d'autres sites. On oppose généralement au transfert le dire d'expert, jugé plus subjectif. Idéalement, il faudrait contrôler les multiples facteurs de variations d'un site à l'autre : caractéristiques physiques, socioéconomiques, date de l'estimation, existence de substituts, etc.

En pratique, quelle est la validité du transfert ? Les résultats sont ambigus et les modèles économétriques de méta-analyse trop peu fiables. Contrairement aux suppositions, il n'y a pas de supériorité manifeste du transfert de modèle ! Bien plus, un transfert avec ajustement sur dire d'expert amène généralement de meilleurs prédictions.

La bonne qualité d'un transfert de valeur dépend bien sûr de la qualité des études primaires, c'est-à-dire des études réalisées sur les sites à partir desquels on compte transférer une valeur. La pertinence d'effectuer un transfert plutôt qu'une étude spécifique dépend de la précision nécessaire (et donc de l'utilisation future des résultats).

Le transfert de valeurs : définitions, principes


Julien Hardelin
MEEDTL-CGDD
SEEIDD/ERNR1
Séminaire monétarisation
15 décembre 2010




Ministère de l'Écologie, du Développement durable, des Transports et du Logement
 www.developpement-durable.gouv.fr

Qu'est-ce que le transfert de valeurs ?


- Sémantique. **Trans + Ferro** : porter au-delà.
- **Transfert d'information** : « démarche scientifique appliquant à un système, aux fins de son étude, des informations capitalisables relatives à un autre système » (Genty, 2005).
- En économie de l'environnement, l'**objet du transfert** est l'**évaluation monétaire** de la variation de bien-être liée à la modification d'un bien environnemental (Genty, 2005).
- Une **utilisation courante** du transfert sur d'autres objets :
 - En économie : valeurs d'élasticités-prix, aversion au risque, valeur du temps, etc.
 - Et dans d'autres disciplines (médecine, etc.).



12/08/11 2

Pourquoi s'intéresser au transfert de valeurs ?

- **Demande croissante pour l'analyse coût-bénéfice** des choix publics (Etats-Unis, Europe, etc.)
- **Avantages du transfert de valeurs** dans ce contexte :
 - Rapidité de mise en œuvre,
 - Coût moindre,
 - Capitalise les études antérieures, etc.
- **Développement des travaux d'étude et de recherche** sur le transfert de valeurs :
 - Genèse : années 1980,
 - N° spécial de *Water resources Research* (1982), N° spécial *Ecological Economics* (2006), recommandations de l'IEPA (2009), etc.
- Cependant **des questions méthodologiques subsistent**.



12/08/11 3

Les différents types de transferts de valeurs

- Le transfert de valeurs **sans ajustement**
- Le transfert de valeurs **avec ajustement**
- Le transfert de **modèles économétriques**
 - Transfert de fonctions
 - Transfert de modèles ad hoc
 - Transfert de méta-modèles
- **Utilisation de valeurs à dire d'experts** (Genty, 2005; Brahic et Terreaux, 2010)



12/08/11 4

Les déterminants de la variabilité des valeurs

- **Caractéristiques socio-économiques des populations concernées** (*revenu, éducation, etc.*)
- **Caractéristiques physiques des sites** (*types de peuplement d'une forêt, biodiversité, accessibilité, etc.*)
- **Niveau de variations de l'offre du bien environnemental**
- **Existence ou non de biens substitués**, et leurs caractéristiques (forêts adjacentes, littoral)
- **Date de l'estimation** (variations temporelles) : évolution des préférences vis-à-vis de l'environnement, des substitués, etc.
- **+ d'autres facteurs...**(modes de paiements, méthode d'évaluation, etc.)


(Bateman, 2000; Brahic et Terreaux, 2010)



12/08/11 5

Le transfert de valeurs

- **Transfert sans ajustement**
 - Utilisation directe d'une estimation de CAP issu du site d'étude, soit $CAP_A = CAP_E$
 - Moyenne ou médiane des CAP
- **Transfert avec ajustement**
 - $CAP_A - CAP_E = (Y_A/Y_E)^{\alpha}$
 - Par ré-échantillonnage, ou avis d'experts, ou en utilisant une méta-analyse d'études.



12/08/11 6

Le transfert de modèles économétriques

- **Principe** : prendre en compte les déterminants de la valeur du CAP

- **Modèle explicatif** du CAP_E sur le site d'étude :

$$CAP_E = a_0 + a_1 A_E + a_2 B_E + a_3 C_E + a_4 Y_E$$

- **Valeur transférée** sur le site d'application, CAP_A :

$$CAP_E = a_0 + a_1 A_A + a_2 B_A + a_3 C_A + a_4 Y_A$$

- **Origine du modèle explicatif ?**

- Issu d'une seule étude
- Ou d'une méta-analyse



11/08/11 7

Fiabilité du transfert de valeurs ?

- **Nécessité d'évaluer et de comparer la qualité des méthodes** de transfert de valeurs. Plusieurs critères : validité, reproductibilité, fidélité, fiabilité.

- **Supériorité du transfert de modèles / transfert de valeurs ?**

- Résultats ambigus à ce stade dans la littérature.
- Faible pouvoir explicatif des modèles : $R^2 < 0,3$ (Genty, 2005)

- **Conditions du transfert** : importance de la qualité des études primaires, de la similarité des sites, etc. Dilemme standardisation VS progrès des études primaires.

- **Quand peut-on /doit-on utiliser le transfert de valeurs ?**

Faible Élevée



Accroître les connaissances

Sélectionner/ réaliser étude exploratoire

Aider à la décision

Déterminer les montants des dommages et intérêts compensatoires

Précision requise selon l'objectif du transfert de valeurs (Brookshire, 1992)

11/08/11 8

Patrick POINT – *directeur de recherche au CNRS, directeur du programme « Environnement, Bien-être et Développement » au sein du GREThA (UMR 5113, Université Montesquieu-Bordeaux IV), membre du conseil scientifique du CEMAGREF et de l'IFREMER. Ses recherches concernent notamment les méthodes d'évaluation économique du patrimoine naturel, la valeur des services écosystémiques et la mesure des dommages environnementaux.*

Quelques difficultés du recours au transfert de valeur

Remarque préliminaire : tous les défauts des méthodes abordées dans la matinée sont décuplés par le transfert. Ceci dit, l'outil est incontournable : il y a des « transferts » dans chaque étude car on ne peut jamais tout contrôler. D'où le développement d'une littérature conséquente, avec des appréciations nuancées.

La pratique du transfert peut être classée, comme dit précédemment, selon une échelle de complexité ou de raffinement. Conceptuellement, on s'attend à ce que les modèles les plus complexes donnent les meilleurs résultats avec dans l'ordre croissant de complexité le transfert d'une valeur « guide », le transfert d'une valeur ponctuelle, d'une valeur ponctuelle ajustée, d'une tendance centrale (médiane, moyenne), d'une fonction et enfin le recours à une méta-analyse. Malheureusement, les évaluations empiriques ne confirment pas cette intuition.

Quelle est la marche à suivre pour réaliser un transfert ?

- ❖ Définir les caractéristiques du site et les objectifs visés.
- ❖ Identifier les études qui apportent des informations (similitude avec le site, qualité des études, similitude des caractères socio-économiques)
- ❖ Choisir l'unité du transfert. Quelle unité pour le transfert : Site entier ? Par ménage ? Par surface ? Par mètre-linéaire ? Par espèce ? Par spécimen ? Par volume ? Par débit ? Ce n'est pas sans poser de problèmes : par exemple une unité de surface est-elle pertinente pour évaluer la biodiversité ? Cela pourrait paraître naturel, mais c'est généralement faux, en particulier quand il s'agit d'un écotone, où le linéaire paraît plus important. Vient ensuite le problème du dénombrement des unités autrement dit de la définition du périmètre d'étude : dans le cas d'une valeur par ménage, à quels ménages l'appliquer pour obtenir une valeur totale ? Dans le cas d'une valeur par unité de longueur, à quelle portion de l'écotone l'appliquer ?
- ❖ Sélectionner les meilleurs critères possibles pour ajuster.

L'appréciation de la qualité du transfert s'effectue à l'aune de plusieurs critères : la validité (cohérence des résultats, confrontation avec des évaluations directes), la reproductibilité et la fidélité c'est-à-dire la précision des résultats. Un transfert sera jugé fiable s'il est à la fois valide et fidèle.

Deux applications sont ensuite proposées. La première est un exemple de transfert de valeur unitaire. La pertinence d'une telle méthode nécessite une grande attention quant à la qualité et au contenu de l'étude source utilisée. La deuxième application proposée donne l'exemple d'une utilisation d'une méta-analyse. Là encore l'examen des études sur lesquelles sera calibrée l'analyse est primordial notamment concernant la compatibilité des variables utilisées pour les différentes études. Il ne faut par ailleurs pas oublier que les différentes études utilisées pour calibrer la méta-analyse n'ont pas été chacune tirées au sort et que néanmoins une méta-analyse suppose une forte dispersion des études sources.

Pour conclure, un certain nombre de recommandations peuvent être exprimées. Il faut prendre grand soin des échelles spatiales et des problèmes de complémentarité ou d'antagonisme entre services que l'on cherche à évaluer conjointement ainsi que les effets de réseau entre sites. Concernant la part d'incertitude, que ce soit sur la mesure des services eux-même ou sur les bénéficiaires de ces services, des méthodes de simulations devraient être mises en œuvre (Monte Carlo).

Pour aller plus loin, il faudrait approfondir la question du transfert selon deux axes de recherche : Le transfert ajoute-t-il de l'incertitude à l'incertitude pré-existante des méthodes monétaires ? Cette incertitude finale est-elle quantifiable ? Est-elle suffisamment faible pour éclairer les choix du décideur ?

Séminaire
Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux

Paris, Grande Arche de la Défense
 15 décembre 2010

Quelques difficultés du recours au transfert de valeur

Patrick POINT
 Directeur de recherche au CNRS

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113

I. Principes et types de transfert

1.1. Un outil incontournable

- Raréfaction des ressources, dégradation de la qualité de l'environnement, atteintes de plus en plus marquées aux écosystèmes, convergent pour justifier la prise en compte explicite des coûts et des bénéfices environnementaux dans les processus de décision.
- Le caractère non-marchand des services délivrés par les écosystèmes impose le recours à des méthodes d'évaluation monétaire. Or ces méthodes sont complexes et coûteuses à mettre en œuvre.
- L'idée de transférer les résultats obtenus sur un ou plusieurs sites d'étude vers un site cible s'est rapidement faite jour soutenue par le souci de d'efficacité dans la prise de décision et de limitation des coûts d'investigation.
- L'examen de la très conséquente littérature consacrée au transfert de valeur conduit à des appréciations nuancées et à des incitations à poursuivre les efforts conceptuels et empiriques dans le domaine.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113

1.2. Types de transfert

Principe de la procédure de transfert : adapter une information existante ou des données, à de nouveaux contextes.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113

Convergent Validity Results

Source	Resource/Activity	Value Transfer Percent Error	Function Transfer Percent Error
Loomis (1992)	Recreation	4 - 39	1 - 36
Parsons & Boly (2004)	Waters/Recreation	4 - 34	1 - 25
Loomis et al. (1992)	Recreation	—	—
Harbor/Land Square Model	—	—	1 - 475
Hedman Model	—	—	1 - 113
Berglund et al. (1995)	Water Quality	25 - 45	18 - 41
Downing & Grano (1996)	Fishing	0 - 537	—
Wilkinson-Poffing	—	36 - 56	67 - 210
Kirchoff et al. (1987)	Biodiversity	35 - 69	7 - 35
Kirchoff (1988)	Recreation/Habitat	—	—
Benefit Function Transfer	—	—	2 - 475
Meta-Analysis Transfer	—	—	3 - 709
Strawen & Spazirka (1999)	Biodiversity	27 - 36	22 - 40
Marston & Bennett (2000)	Wetlands	4 - 181	—
Rosenberger & Loomis (2000a)	Recreation	—	0 - 319
Vanderborg et al. (2001)	Water Quality	—	—
Individual Site	—	1 - 229	0 - 298
Partial Data	—	0 - 185	1 - 56
Greath & Loomis (2001)	Recreation	—	1 - 81

1.3 Pertinence des approches

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113

2. Les étapes d'un exercice de transfert de valeur

1. Définir les caractéristiques du projet et les objectifs visés
 Caractéristiques géographiques, morphogéologiques, biogéochimiques, socioéconomiques.....
 Nature des services écosystémiques potentiels et activés, mode de gestion

2. Identifier les études qui apportent des informations du type recherché
 Similitudes par rapport au type de service, mais aussi aux autres caractéristiques socio-économiques.
 Qualité du protocole
 Méthodes d'évaluation. 3 grands types, mais de multiples variantes.

Caractère de méthode	Type de méthode
Méthodes directes	Prix de marché existant
Méthodes indirectes	Prix de marché virtuel
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios
Préférences déclarées	Choix énoncé de comparaison de scénarios

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113

3. Les données recherchées s'expriment-elles dans la bonne unité, ou faut-il les ajuster à une unité plus satisfaisante?

- Valeur par ménage usage actif, usage passif
- Valeur par unité de surface, par unité linéaire, par unité d'espèce, par unité de volume, par unité de débit.....

➢ Problèmes : valeurs par ménage.
 Pour passer à une unité de normalisation, il faut calculer une valeur totale, donc régler l'épineux problème de la population concernée (extension du marché).

➢ Nombre de méta-analyse se réfèrent à une valeur ramenée à une unité physique pour faciliter le rapprochement entre des valeurs obtenues avec des méthodes différentes (cf prix hédonistes/MEC).

➢ Risque de biais d'unité ex surface/linéaire pour la biodiversité en zone d'écotone.

4. Sélectionner une estimation ponctuelle, ou un ensemble de valeurs qui apparaissent comme le ou les meilleurs estimateurs possibles.


Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113

GREThA

3. Critères de sélection des études

- > Pertinence scientifique
 - Procédure de collecte des données
 - Méthodologie empirique
 - Consistance théorique
 - Techniques statistiques
- > Pertinence par rapport au site cible
 - Type de variation de service
 - Niveau initial du service
 - Caractéristiques du site
 - Durée des impacts
 - Caractéristiques socio-économique de la population concernée
 - Droits de propriété
- > Pertinence pratique
 - Définition des variables
 - Traitement des substituts
 - Taux de participation

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA

4. Critères d'appréciation de la qualité du transfert

4.1. Les critères

La validité
Validité interne : cohérence des résultats
Validité externe : confrontation entre estimateur direct et estimateur par transfert

La reproductibilité
La même base de donnée conduit-elle aux mêmes résultats?


La fidélité
Mesure fidèle si les estimations sont précises. Les erreurs de transfert sont elles proches les unes des autres.

La fiabilité
Un transfert sera fiable s'il est valide et fidèle.
La méthode peut être non valide, mais fidèle
La méthode peut être valide, mais non fidèle

4.2. Analyse de l'erreur de transfert

Validité liée à l'espérance de l'erreur
Fidélité liée à la variance de l'erreur

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA

5. Transfert de valeur unitaire


Exemple : La contribution de Van Vuuren et Roy

« Private and social returns from wetland preservation versus those from wetland conversion to agriculture. »
Ecological Economics, 8 (1993) 289-305

(EVRI) Réf 98105-201820 date approbation 1998

Exemple de pseudo-transfert. Résultats très cités.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA

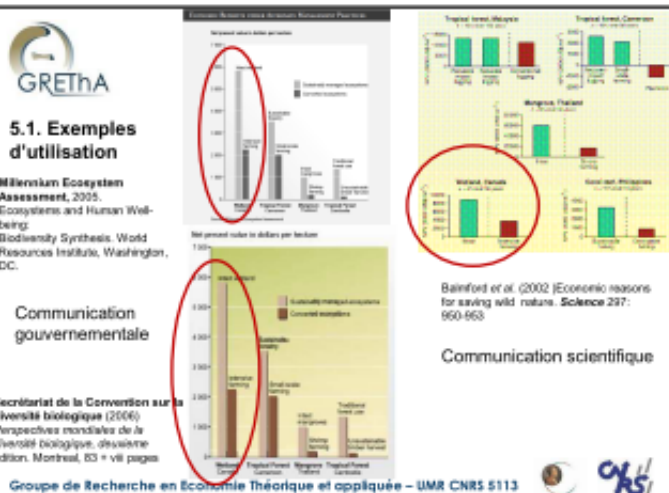
5.1. Exemples d'utilisation

Millennium Ecosystem Assessment, 2005.
Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.


Communication gouvernementale

Secrétariat de la Convention sur la diversité biologique (2006)
Perspectives mondiales de la diversité biologique, deuxième édition. Montréal, 83 + vii pages

Communication scientifique
Bainford et al. (2002) Economic reasons for saving wild nature. *Science* 297: 950-953



Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA

5.2. Cadre et méthode

Objet : Confrontation des gains nets de la conversion agricole ou de la protection d'une zone humide : la rive Est du lac St Clare (Ontario)
Analyse pour trois type de marais : 20 ha endigués, 150ha endigués, 300ha non endigués.


Projet drainage. Hypothèses sur la durée du projet, la vétusté du matériel et des digues, sur les coûts de maintenance, sur le prix des produits agricoles et leur évolution.

Conservation. Bénéfices : pêche de loisir, chasse au gibier d'eau, piégeage.

Mise en œuvre :
Fortes limites, notamment pour l'évaluation des bénéfices de conservation

Méthode : coûts de déplacement.
Echantillonnage : 41 enquêtés pour la chasse et 44 pour la pêche
Modèle log-log une seule variable exogène : le coût de déplacement
Pas de substitut, pas de caractéristiques socio-éco des zones d'origine.
Transfert de données d'origine à partir de la fréquentation d'un site voisin.
Hypothèse sur l'impact. Disparition totale des activités récréatives sur les zones drainées et 60% sur les zones périphériques.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA

5.3. Les résultats


Surface de marais	Bénéfice social net (\$ canadien 1985)		
	Préservation	Agriculture	Différence
20 ha endigués	6968	2662	4306
150 ha endigués	6027	5187	840
300 ha non endigués	4435	-536	4971

Utilisation sur la base d'un calcul de moyenne

"Draining freshwater marshes in one of Canada's most productive agricultural areas yielded net private benefits in large part because of substantial drainage subsidies. However, the social benefits of retaining wetlands arising from sustainable hunting, angling, and trapping greatly exceeded agricultural gains. Consequently, for all three marsh types considered, TEV was on average \$5,800 per hectare, compared with \$2,400 per hectare for converted wetlands" MEA 2005.

Remarque
La caractéristique d'endiguement qui joue un rôle important dans les estimations et qui laisse entrevoir des effets d'échelle est totalement ignorée. Une progression linéaire du gain Net ferait apparaître un bénéfice net social positif pour le drainage à des fins agricoles de 180 ha endigués...

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA 6. Le transfert avec un méta-modèle

Exemple : La contribution de Brander L.M., Florax R., Vermaat J.E.


« The empirics of wetland valuation: a comprehensive summary and a meta-analysis of the littérature » *Environmental & Resource Economics* (2006) 33, 223-250

(EVRI) Réf 05214-142116 date approbation 2005

et

Schuyt K., Brander L. « The economic values of the world wetlands » Living Waters 2004 WWF, Gland, 31p.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA 6.1. Le cadre d'analyse et le méta-modèle

➤ Examen des travaux empiriques d'évaluation monétaire des zones humides depuis 1980. Valeurs rapprochées du type de marais, de la surface, des services dérivés et des méthodes d'évaluation.


➤ Corpus de 191 études dont 80 contiennent l'information minimale requise pour élaborer un méta-modèle. 215 observation de valeur peuvent être obtenues en évitant les doubles comptes. Les études portent sur 25 pays.

➤ Modèle $\ln(y) = \alpha + \beta_x X_x + \beta_p X_p + \beta_c X_c + u$

Variable dépendante = y valeur par ha en \$ 1995
 Variables explicatives regroupées en trois ensembles :
 X_x les caractéristiques de l'étude (méthode, type de valeur)
 X_p les caractéristiques physiques et géographiques
 X_c les caractéristiques socio-économiques.

Valeur moyenne d'un ha 2800\$/an, valeur médiane 150\$/an.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA

Categories	Variable ^a	Coefficients	Standard error
Socio-economic	Constant	-4.95	4.47
	GDP	1.18**	0.46
	Population density (log)	0.47**	0.12
	Wetland size (log)	-0.11**	0.05
Geographic characteristics	Latitude	0.03	0.07
	Latitude squared	-0.0007	0.0009
	South America	0.23	1.19
	Europe	0.04	0.92
Value estimation methods	Asia	2.06	1.34
	Africa	3.55**	1.52
	Australia	1.75*	0.84
	Other	1.13**	0.48
Value estimation methods	CVM	1.48**	0.73
	Willingness to pay	-0.75	1.54
	TCM	0.06	0.40
	Replacement cost	0.03	0.40
Quality of explanatory variables	Net factor income	0.19	0.40
	Production function	-1.38	0.75
	Market price	-0.94	0.43
	Opportunity cost	-0.03	0.72
Quality of econometric treatment	Marginal	0.07	0.48
	Average	-0.36	0.42
	Stratified random	0.22	1.09
	Non-forest wetland	-0.35	0.42
Distinction marginal/moyen par un codage dummy	Fresh water	-1.46**	0.59
	Wetland	0.00**	0.42
	Flood control	0.14	0.55
	Water supply	-0.09	0.75
Classification non standard	Water quality	0.03	0.74
	Rubber and canopy	-0.03	0.39
	Swamp	-1.18**	0.43
	Fishing	0.06	0.76
Simple énoncé des services, ou analyse spécifique. Pas de distinction des services	Marginal	-0.07**	0.42
	Wetland	-1.20**	0.43
	Amenity	0.06	0.39
	Recreativity	0.06	0.41
Pas de prise en compte du mode de gestion des services	RAMSAR proportion	-1.70*	0.79
			202

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA 6.2. Les résultats

Des résultats intéressants par les perspectives qu'ils offrent plus que par leur valeur calculée.....

Wetland Type	Estimated Economic Value (in \$/ha per year, 2000)	Value (2005)
Wetland (total)	264	274
Wetland (total) (excluding Ramsar)	274	278
Wetland (total) (including Ramsar)	264	268
Wetland (total) (excluding Ramsar)	274	278
Wetland (total) (including Ramsar)	264	268
Wetland (total) (excluding Ramsar)	274	278
Wetland (total) (including Ramsar)	264	268
Wetland (total) (excluding Ramsar)	274	278
Wetland (total) (including Ramsar)	264	268

Attention valeurs médianes ... of Etude Médiane ...

Et d'autres plus troublants.....


"Using the same estimates of economic values from the 89 wetland case studies found in the literature we may attempt an extrapolation to the economic value of other wetlands around the world"

"To do this we carried out a 'value transfer', which involved the prediction of the value of a wetland, given the knowledge of its physical and socioeconomic characteristics."

The total economic value of 63 million hectares of wetland^d around the world is estimated at **\$3.4 billion per year**".

Ce qui donnerait une valeur moyenne de 54\$/ha/an, contre 2800\$ annoncé

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA 6.3. Limites à considérer

Limites spécifiques du méta-modèle

H1 L'hypothèse de base du méta-modèle est l'existence d'une fonction d'évaluation sous-jacente dont les études de référence sont des tirages aléatoires indépendants.

Hypothèse discutable du fait de l'existence de biais de sélection : choix des sites, biais de publication.....


Les tirages ne sont probablement pas indépendants du fait de la référence systématique à certaines études et certains chercheurs. Pour autant, la validité et la pertinence des transferts dépendent de la robustesse et de la stabilité de la fonction de méta-évaluation.

Rappel de limites pour toutes les méthodes de transfert :

H2 La multi dimensionnalité des caractéristiques des sites peut être ramenée à une dimension prix

H3 Les valeurs sont stables dans le temps ou varient d'une façon telle qu'elle peut être prise en compte par un indice de prix déflateur.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113



GREThA 7. Précautions et recommandations

7.1. Fonctionnalités et services rendus sur les sites de référence.

➤ Vérification précise de la mobilisation effective des fonctionnalités
 Ex valeur d'épuration. Y-a-t-il une pollution à traiter

➤ Evaluation des services.
 Combiner approche globale et approche désagrégée.
 Les modèles multi-attributs offrent un potentiel à mobiliser.
 Le méta-modèle permettrait de faire émerger de valeurs par service autrement qu'avec des codages en dummy variables.


➤ Porter l'attention sur les relations de complémentarité de substitutibilité ou d'antagonisme entre les services, et sur les non-linéarités.

7.2. Calcul des valeurs

➤ Encourager la production de valeurs totales ce qui évite d'être confronté à des valeurs moyennes et des valeurs marginales.

➤ Détermination de la population concernée. Extension du marché pour les valeurs d'usage actif et d'usage passif.

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée – UMR CNRS 5113





7.3. Normalisation de certains types d'information

cf. nomenclatures de zones humides...)

7.4. Attention particulière aux échelles spatiales

Inscription d'un site cible dans un réseau (trame verte, bleue)
 Externalités de site (amont-aval et autres...)
 Sites complémentaires ou substitués
 Zone d'influence

7.5. Prise en compte de l'incertitude.

Incertitude sur les bénéficiaires des services, sur leur localisation
 sur leurs caractéristiques socio-économiques.
 Incertitude sur les mesures de valeur monétaire
 Incertitude sur les changements attendus dans les services
 écosystémiques.

Développer des Simulations de Monte Carlo.

2 questions à maîtriser :

➤ Quelle incertitude additionnelle est introduite par le transfert par rapport à
 l'incertitude inhérente à toute évaluation non marchande?

➤ Quelle est l'incertitude acceptable dans la préparation d'une décision?
 (Réponse très liée au cas et à son contexte).

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113



Fin de l'exposé

Groupe de Recherche en Economie Théorique et appliquée - UMR CNRS 5113



Stéphanie AULONG – *Chercheur et ingénieure en économie de l'environnement, au service « Eau » du BRGM. Elle est impliquée dans plusieurs projets de recherche européens ou en partenariat avec les Agences de l'Eau, concernant l'analyse économique de programmes de mesures de gestion de l'eau et l'évaluation des bénéfices environnementaux.*

Le transfert de bénéfices : Application à des cours d'eau du bassin RMC.

Le transfert de bénéfices représente un grand atout pour évaluer un grand nombre de sites similaires, comme cela peut être le cas pour les masses d'eau de surface. Stéphanie AULONG mène des recherches sur la base de cinq évaluations contingentes réalisées sur des sites similaires, deux cours d'eau du bassin Rhin-Meuse (Bouvade, Bruche) et trois cours d'eau du bassin Rhône-Méditerranée-Corse (Arc, Giffre, Turdine). Ces cinq sites sont « communs », les sites emblématiques ou exceptionnels ayant été volontairement exclus.

En termes qualitatifs et avant de s'investir dans les tentatives de transfert, il faut remarquer que trois sites (Bouvade, Bruche, Turdine) apparaissent fortement similaires [diapo 8] : type de cours d'eau (codé 6), état (médiocre), variation (atteinte du bon état), régime (pluvial), débit (faible). Par ailleurs, les questionnaires d'évaluations contingente en bassin RMC sont identiques et très proches de ceux utilisés en bassin RM. Malgré quelques particularités démographiques [diapo 9], les 5 sites sont largement « comparables ».

Un article de Bateman et al. (2009) montre que lorsque les sites sont similaires, le transfert brut est plus efficace que le transfert de fonction, c'est-à-dire que les écarts entre valeur prédite et valeur observée seront en moyenne plus faibles. Réciproquement, si les sites sont dissemblables, le transfert de fonction est plus efficace. Si Bateman et al. disent vrai, il y a donc de fortes chances que le transfert brut soit plus efficace entre les sites Bouvade, Bruche et Turdine, et qu'il soit en revanche moins performant pour prédire les consentements à payer pour les autres sites.

Stéphanie AULONG applique une démarche *jackknife* : en laissant un des cinq sites « en-dehors », il est possible de faire une prédiction du consentement à payer moyen à partir des quatre autres et d'une spécification particulière de la fonction de transfert [diapos 11 à 19]. On peut ainsi calculer, à cinq reprises, un écart entre la valeur obtenue par évaluation contingente et la valeur prédite par transfert du consentement à payer estimé sur les autres sites. Cet écart est présenté ici sous forme d'« erreur », c'est-à-dire exprimé en pourcentage de variation à partir de la valeur « observée » par l'évaluation contingente. Différentes spécifications de la fonction de transfert produisent différents niveaux d'erreur.

Remarque : la fonction de transfert est ici ajustée par régression sur les consentements à payer de toutes les réponses sur tous les sites, contrairement aux fonctions de transfert habituelles qui utilisent des consentements à payer moyens, avec un consentement à payer par site. En effet, les chercheurs n'ont généralement pas accès aux données individuelles. Dans cette étude, avec seulement quatre sites, il n'aurait pas été possible de « régresser » sur des données moyennes.

Quand un des cinq sites est laissé « en-dehors », c'est l'ensemble des individus interrogés sur ce site qui sont exclus. L'erreur calculée est une « erreur de moyenne » : différence entre le consentement à payer moyen observé et le consentement à payer moyen estimé par la fonction de transfert. Cette comparaison pourrait d'ailleurs se faire sur d'autres caractéristiques statistiques de la distribution des consentements à payer (médiane, quartiles, etc.).

Enseignements

- ❖ L'effet questionnaire est très fort : les trois sites qui possèdent exactement les mêmes questionnaires « transfèrent » très bien entre eux, et même mieux que les sites similaires entre eux. Cela est dommageable au transfert puisque les estimations de consentement à payer devraient être le plus possible être indépendantes de la « contingence » de la forme du questionnaire.
- ❖ L'erreur de moyennes – avec certes des questionnaires proches et des sites semblables – est faible quelles que soient les méthodes de transfert.
- ❖ Le transfert de bénéfiques est meilleur avec prise en compte des « vrais zéros ». Les « faux zéros » sont des personnes qui ont un consentement à payer mais qui refusent de se prêter au jeu, pour de « mauvaises » raisons. Par exemple, elles sont hostiles par principe à l'augmentation des taxes, ou au contraire préfèrent que toute augmentation des prélèvements passe par l'impôt sur le revenu. Les « faux zéros » devraient être remplacés par des valeurs imputées statistiquement et les « vrais zéros » pris tels quels. Dans la pratique, on simplifie souvent l'analyse en excluant tous les zéros. Stéphanie AULONG montre que cette pratique a un réel impact sur le transfert, qui est alors moins efficace (au sens où l'erreur est plus grande).
- ❖ La prise en compte de tous les sites diminue l'erreur. On aurait pu supposer au contraire qu'avec les trois sites similaires, il aurait mieux valu ajuster la fonction de transfert sur deux sites pour prédire le troisième, et que les deux autres sites, dissemblables, n'apporteraient qu'un « bruit » c'est à dire augmenterait l'incertitude sans apporter d'information. Il n'en est rien : l'ajustement sur quatre sites, même dissemblables, est meilleur que l'ajustement sur deux, mêmes ressemblants.
- ❖ Avec seulement quelques variables « économiques » (revenu, âge, présence de substituts, etc – par opposition aux variables « de modélisation »), la prédiction est très bonne, alors même que la significativité des modèles statistiques est désastreuse.
- ❖ Les transferts de fonctions donnent de bons résultats, mais pas meilleurs que le transfert brut pour des sites similaires, alors même que les fonctions calculées ici sont très fines puisque « 1 observation = 1 personne » quand on a souvent « 1 observation = 1 site ».
- ❖ Le transfert de fonction semble limiter l'effet questionnaire.

Selon Stéphanie AULONG, la recherche devrait donc se pencher plus avant sur la caractérisation de la similarité entre sites et sur les effets de questionnaire.

Le transfert de bénéfices Application à des cours d'eau du Bassin RM&C

S. Aulong

Contributions de:
O. Gorin,
C. Hérivaux,
L. Maton



Service EAU/RNE
Mercredi 15 décembre 2010

agence de l'eau
bregm

mercredi 15 décembre 2010

Concept de transfert de bénéfices

- « BT uses economic information captured at one place and time to make inferences about the economic value of environmental goods and services at another place and time. » (Wilson et Hoehn, 2006).
- Voir aussi pour une revue des méthodes de BT : Loomis, 1992; Boyle et al., 1992, Brouwer, 2000; Bateman et al., 2000; Genty, 2005; Pearce et al. 2006; Bateman et al., 2010.
- Gain de temps et d'argent. Mais problèmes de fiabilité des résultats.



mercredi 15 décembre 2010

Projet de recherche AERM/BRGM

- Évaluer les bénéfices env. de la restauration du bon état des masses d'eau du district RMC
- Hyp. : amélioration similarité des sites et typologie des milieux aquatiques
- Acquisition de données primaires: choix de 3 sites dans les 3 types de cours d'eau les plus représentés dans le bassin RMC
- Base de données des études de référence (MAJ et données brutes RM)
- Tests des méthodes de transfert
- Méthodes d'agrégation
- Conclusions : opérationnalités des méthodes ? Perspectives de recherche ?

mercredi 15 décembre 2010

Méthodes de transfert

- Transfert de valeurs
 - * Les CAP pour les biens dans 2 sites sont identiques. La valeur unitaire transférée est en général la valeur moyenne par habitant.
$$CAP_1 = CAP_2$$
- Transfert de valeurs ajustées :
 - * La variable d'ajustement la plus utilisée est le revenu. Si l'élasticité α est égale à 1, le CAP est ajusté proportionnellement au rapport des revenus.
$$CAP_1 = CAP_2 (Y_1/Y_2)^\alpha$$

mercredi 15 décembre 2010

Méthodes de transfert

- Transfert de modèles :
 - * L'ensemble de la fonction est transféré avec ses coefficients, et les valeurs moyennes des variables pour le site de référence sont remplacées par celle du site d'application.
$$CAP_1 = 3 + 0,5Y_1 - 0,3AGE_1 + 2,2INSTRUCTION_1$$

$$\Rightarrow CAP_2 = 3 + 0,5Y_2 - 0,3AGE_2 + 2,2INSTRUCTION_2$$
- Méta-analyse :
 - * Transfert d'une fonction provenant non plus d'une seule étude de référence, mais d'un ensemble d'étude cherchant à évaluer le même bien. Panel de variables dont : (i) variables explicatives significatives de chacun des CAP des études de référence ; (ii) variables rendant compte des différences méthodologiques entre les études de référence
$$CAP = \alpha_0 + \alpha_1 TYPE_SITE - \alpha_2 AMPLIEUR_VARIATION + \alpha_3 NB_VISITEURS + \alpha_4 REVENU + \alpha_5 MODE_ENQUETE + \alpha_6 ANNEE$$

mercredi 15 décembre 2010

Illustration – Projet AERM/BRGM avec la contribution de AERM



mercredi 15 décembre 2010

Comparaison des sites Hydrologie

Cours d'eau	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Type	6	3	8	6	6
Longueur (km)	27,8	83	46,2	20,3	78,8
BV (km2)	161	727	440	102	727
Débit (m3/s)	1,46	4,35	18,7	2,52	8,21
Régime	pluvial	pluvial mod	neal	pluvial	pluvial-neal

mercredi 15 décembre 2010

Comparaison des sites Socioéconomie

Cours d'eau	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Nb répondants	626	683	731	226	238
Distance habitation	14	9	10,5		
Substitut	0,47	0,58	0,99	0,55	0,52
Revenu du foyer (€/mois)	2935	3457	3198	2580	2446
Age	54,7	55,8	51,6	54,8	55,7
Urbain	27 %	82 %	46 %		
Femme	30 %	32 %	34 %	32 %	38 %
Usager	23 %	27 %	47 %	54 %	63 %
BV cours d'eau	21 %	71 %	54 %		
Riverain (<500m)	7 %	6 %	5 %		
Communes du Syndicat	38 %	85 %	52 %		
Education > BAC+2	30 %	52 %	38 %	19 %	13 %
Vit ici >2/3 vie	29 %	27 %	28 %		
Nb enfants	1,7	1,6	1,8	1,6	1,6

mercredi 15 décembre 2010

Comparaison des sites CAP

Cours d'eau	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Taux de réponse	10 %	6,7%	10,2%	9,5%	10,2%
Accepte de payer	36 %	46 %	52 %	49 %	48 %
Vrais zéros	24,7%	13,3%	16,8%	9 %	6,7%
Refus de protection	32 %	37 %	33 %	32 %	42 %
CAP moyen observé positif (€/an)	25,2	29,1	25,1	11,2	11,8
CAP moyen observé avec vrais zéros(€/an)	9,5	22,6	18,6	9,5	10,2
CAP moyen prédit positif (/an)	14,47	18,85	18	6,12	5,74
CAP moyen prédit avec vrais zéros - Tobit (€/an)	7,25	11,4	11,3	5,84	5,83
CAP moyen prédit avec réinsertion protest - Heckman (€/an)	23,86 (dép.)	29,81 (dép.)	20,31 (indép.)	6,27 (indép.)	7,62 (indép.)

mercredi 15 décembre 2010

Les hypothèses à vérifier

- Si la dissimilarité des sites augmente les erreurs de transfert, alors intérêt de réaliser une typologie des sites.
- Lorsque les sites sont similaires, le transfert de valeurs brutes est plus efficace (lissages des différences) (Bateman et al., 2009).
- Lorsque les sites sont dissimilaires, le transfert de fonction est plus apte à prendre en compte les différences entre sites (Bateman et al., 2009).
- L'optimisation statistique des modèles doit être abandonnée lorsque ceux-ci sont utilisés pour du transfert. Le choix des variables est orienté par la théorie économique (facteurs influençant les préférences (Bateman et al., 2009).

mercredi 15 décembre 2010

CAPND transfert valeur brute	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Observé	25,2	29,1	25,1	11,2	11,8
Prédit	14,47	18,85	18	6,12	5,74
Spécification 1a1		14,47	14,47	14,47	14,47
Erreur (obs)		-50 %	-42 %	25 %	29 %
Erreur (/préd)		-24 %	-30 %	152 %	134 %
Spécification 1a1		18,85	18,85	18,85	18,85
Erreur (obs)		-25 %	9 %	62 %	68 %
Erreur (/préd)		30 %	5 %	220 %	208 %
Spécification 1a1		18	18	18	18
Erreur (obs)		-29 %	-38 %	55 %	61 %
Erreur (/préd)		24 %	-4 %	213 %	194 %
Spécification 1a1		5,74	5,74	5,74	5,74
Erreur (obs)		-77 %	-80 %	-77 %	-49 %
Erreur (/préd)		-60 %	-69 %	-68 %	-6 %
Spécification 1a1		6,12	6,12	6,12	6,12
Erreur (obs)		74 %	79 %	74 %	47 %
Erreur (/préd)		-58 %	-67 %	-66 %	-7 %

mercredi 15 décembre 2010

CAPND transfert valeur brute	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Observé	25,2	29,1	25,1	11,2	11,8
Prédit	14,47	18,85	18	6,12	5,74
Spécification 1a1		14,47	14,47	14,47	14,47
Erreur (obs)		-50 %	-42 %	25 %	29 %
Erreur (/préd)		-24 %	-30 %	152 %	134 %
Spécification 1a1		18,85	18,85	18,85	18,85
Erreur (obs)		-25 %	9 %	62 %	68 %
Erreur (/préd)		30 %	5 %	220 %	208 %
Spécification 1a1		18	18	18	18
Erreur (obs)		-29 %	-38 %	55 %	61 %
Erreur (/préd)		24 %	-4 %	213 %	194 %
Spécification 1a1		5,74	5,74	5,74	5,74
Erreur (obs)		-77 %	-80 %	-77 %	-49 %
Erreur (/préd)		-60 %	-69 %	-68 %	-6 %
Spécification 1a1		6,12	6,12	6,12	6,12
Erreur (obs)		74 %	79 %	74 %	47 %
Erreur (/préd)		-58 %	-67 %	-66 %	-7 %

mercredi 15 décembre 2010

Effet «questionnaire»

CAP>0 transfert valeur brute	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Observé	9.5	22.4	18.4	9.5	10.3
Prédit	7.25	11.4	11.3	5.84	5.83
Spécification 5 sites pooled		7.25	7.25	7.25	7.25
Erreur (/préd)		-36 %	-36 %	24 %	24 %
Spécification 3 sites pooled (type 6)	11.4	11.4	11.4	11.4	11.4
Erreur (/préd)	57 %	?	1 %	95 %	96 %
Spécification 3 sites pooled (type 6)	11.3	11.3	11.3	11.3	11.3
Erreur (/préd)	56 %	-1 %		93 %	94 %
Spécification 5 sites pooled	5.84	5.84	5.84	5.84	5.84
Erreur (/préd)	-19 %	-49 %	-48 %		0 %
Spécification 5 sites pooled	5.83	5.83	5.83	5.83	5.83
Erreur (/préd)	-20 %	-49 %	-48 %	0 %	

mercredi 15 décembre 2010

CAP>0 transfert valeur brute	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Observé	25.2	29.1	25.1	11.6	11.2
Prédit	14.47	18.85	18	5.74	6.12
Spécification 5 sites pooled	14.55	13.66	14.81	16.26	16.11
Erreur (/obs)	-42 %	-53 %	-41 %	40 %	44 %
Erreur (/préd)	1 %	-28 %	-18 %	183 %	103 %
Spécification 3 sites pooled (type 6)	5.89			11.01	10.34
Erreur (/obs)	-77 %			-5 %	-8 %
Erreur (/préd)	-59 %			92 %	89 %
Modèle th. éco court 3 sites pooled (type 6)	17.32	10.29	17.22		
Erreur (/obs)	-31 %	-47 %	-31 %		
Erreur (/préd)	20 %	-19 %	-4 %		
Modèle th. éco long 3 sites pooled (type 6)	17.94	15.32	17.27		
Erreur (/obs)	-31 %	-59 %	-31 %		
Erreur (/préd)	20 %	-19 %	-4 %		

mercredi 15 décembre 2010

CAP>0 transfert valeur brute	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
En moyenne, CAP>0 + pooled => erreurs les plus faibles en transfert de valeurs brutes					
Spécification 5 sites pooled	7.98	6.77	6.53	7.98	6.36
Erreur (/préd)	10 %	-41 %	-25 %	37 %	43 %
Spécification 3 sites pooled (type 6)	5.98			6.83	4.96
Erreur (/préd)	-18 %			17 %	-15 %
Modèle th. éco court 3 sites pooled	7.84	4.87	6.44		
Erreur (/préd)	10 %	-57 %	-43 %		
Modèle th. éco long 3 sites pooled	8.14	5.27	7.01		
Erreur (/préd)	12 %	-54 %	-38 %		
Modèle th. éco long 5 sites pooled	7.07	4.31	6.60	4.74	2.49
Erreur (/préd)	10 %	-49 %	-42 %	16 %	73 %

mercredi 15 décembre 2010

CAP>0 transfert de fonction	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Observé	25.2	29.1	25.1	11.6	11.2
Prédit	14.47	18.85	18	5.74	6.12
Spécification 5 sites pooled	15.51	13.64	15.69	9.20	7.42
Erreur (/préd)	13 %	-26 %	-24 %	-8 %	21 %
Spécification 3 sites pooled (type 6)	5.57			11.10	7.51
Erreur (/préd)	-62 %			95 %	23 %
Modèle th. éco court 3 sites pooled (type 6)	16.20	14.61	16.91		
Erreur (/préd)	12 %	-22 %	-6 %		
Modèle th. éco long 3 sites pooled (type 6)	16.48	14.41	16.68		
Erreur (/préd)	7 %	-24 %	-7 %		
Modèle th. éco long 5 sites pooled	10.51	11.67	11.80	11.27	11.35
Erreur (/préd)	-20 %	-38 %	-34 %	-96 %	85 %

mercredi 15 décembre 2010

CAP>0 transfert de fonction	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
Observé	25.2	29.1	25.1	11.6	11.2
Prédit	14.47	18.85	18	5.74	6.12
Spécification 5 sites pooled	16.31	13.94	13.69	5.28	7.42
Erreur (/préd)	13 %	-26 %	-24 %	-8 %	21 %
Spécification 3 sites pooled (type 6)	5.57			11.10	7.51
Erreur (/préd)	-62 %			95 %	23 %
Modèle th. éco court 3 sites pooled (type 6)	16.20	14.61	16.91		
Erreur (/préd)	12 %	-22 %	-6 %		
Modèle th. éco long 3 sites pooled (type 6)	16.48	14.41	16.68		
Erreur (/préd)	7 %	-24 %	-7 %		
Modèle th. éco long 5 sites pooled	10.51	11.67	11.80	11.27	11.35
Erreur (/préd)	-20 %	-38 %	-34 %	-96 %	85 %

mercredi 15 décembre 2010

CAP>0 transfert de fonction	Turdine	Arc	Giffre	Bouvade	Bruche
HO Bateman vérifiée: sur sites similaires, une fonction de transfert n'est pas meilleure qu'un transfert de valeur brute					
HO Bateman non vérifiée: sur sites dissimilaires, le transfert de fonctions n'est pas toujours plus efficace que le transfert de valeurs brutes; il semblerait cette fois que la prise en compte des vrais zéros dégrade le résultat.					
MAIS le transfert de fonction de CAP>0 permet d'éliminer l'effet «questionnaire».					
Spécification 3 sites pooled (type 6)	4.52			6.10	4.90
Erreur (/préd)	-38 %			-11 %	-27 %
Modèle th. éco court 3 sites pooled (type 6)	7.36	5.80	5.33		
Erreur (/préd)	2 %	-49 %	-53 %		
Modèle th. éco long 3 sites pooled (type 6)	3.81	4.53	6.40		
Erreur (/préd)	-47 %	-80 %	-32 %		
Modèle th. éco long 5 sites pooled	6.00	6.54	6.10	3.97	4.48
Erreur (/préd)	-17 %	-41 %	-44 %	-32 %	-23 %

mercredi 15 décembre 2010

Conclusion

- Enjeux de travailler sur les critères de similarité: permettrait d'utiliser le transfert de valeurs brutes avec moins de risque d'erreur.
- Enjeux de travailler sur une homogénéisation des questionnaires d'EC: intérêt des modèles de panel.

mercredi 10 décembre 2010

Julien HARDELIN – *Économiste, agronome, chargé de mission « Forêts et Océans » au Commissariat général du développement durable.*

La spatialisation des services écosystémiques forestiers ?

Les réflexions du CGDD sur ce sujet s'inscrivent dans la suite des recommandations du rapport Chevassus-au-Louis (L'approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes, 2009) concernant la spatialisation. Une étude préliminaire a été menée, qui porte sur le service le plus étudié par l'équipe du rapport, les forêts. Deux services ont été particulièrement étudiés sous l'angle de la spatialisation : la séquestration (stock de carbone) et la fixation (flux de carbone) ; le support aux activités récréatives.

Séquestration et fixation de carbone

Il est aujourd'hui possible d'aller plus loin que le rapport Chevassus-au-Louis. Dupouay et al. ont réalisé une cartographie du carbone en forêt en 1999, et Arrouays et al. (1999) une cartographie du carbone stocké dans les sols. Même si le changement de méthode du recensement forestier de l'IFN en 2004 a empêché reproduire ces travaux pour les années récentes, ceux-ci pourront être effectués à l'issue du premier cycle complet de recensement. Les données existent dès à présent au niveau des inter-régions forestières.

Activités récréatives

Il existe très peu d'études disponibles à l'échelle française, au niveau national comme au niveau local. Il ne peut donc pas y avoir de méta-analyse à l'échelle du pays, les données primaires étant trop rares. En revanche, Garcia & Jacob (2010) utilisent une enquête nationale de 2001 et la méthode des coûts de déplacement pour établir des valeurs monétaires de la récréation dans les inter-régions, ce qui offre une nouvelle possibilité de mettre à jour les travaux du CAS.

Zandersen & Tol (2009) mènent une méta-analyse sur 26 études de coûts de déplacement, dans 9 pays européens, et Barrion & Loureiro (2010) sur 35 études d'évaluation contingente. Une analyse plus géographique a été également menée en Wallonie par Colson et al. (2009). De telles études pourraient judicieusement être menées en France.

Références :

Arrouays, D., Deslais, W., Daroussin, J., Balesdent, J., Gaillard, J., Dupoucy, J.L., Nys, C., Badeau V., Belkacem, S. 1999. « Stocks de carbone dans les sols de France : quelles estimations? » C.R. Acad Agric. Fr 85. 278-292.

Barriola, M. and Loureiro, M.L., « A meta-analysis of contingent valuation forest studies », *Ecological Economics*, Volume 69, Issue 5, 15 March 2010, Pages 1023-1030

Colson, V., Garcia, S., Rondeux, J., Lejeune, P., 2009, « Map and determinants of woodlands visiting in Wallonia », *Urban Forestry & Urban Greening*, Volume 9, Issue 2, 2010, Pages 83-91

Dupouey, J.L., Siguand, G., Bateau, V., Thimonier, A., Dhole, J.F., Nepveu, G., Bergé, L. Augusto, L., Belkacem, S., Nys, C. 1999. « Stocks et flux de carbone dans les forêts françaises. » C.R. Acad. Agric. Fr 85. 293-310.

Garcia, S., Jacob, J., *Revue d'Etudes en Agriculture et Environnement*, 91 (1), 43-71, « La valeur récréative de la forêt en France : une approche par les coûts de déplacement »

Zandersen, M., Tol, R.S.J., 2009, « A Meta-analysis of Forest Recreation Values in Europe », *Journal of Forest Economics*

Etude de cas sur la forêt Rappel sur les valeurs du rapport du CAS (2009)

Services	Valeur proposée	Remarques
Prélèvement bois	75 € (75 à 160 €)	Selon méthode d'estimation (bois sur pied ou après exploitation)
autres produits forestiers (hors gibier)	10 à 15 €	
Régulation		
Fixation Carbone	115 €	360 € en 2030
Stockage Carbone	414 € (207 à 414 €)	650 à 1300 € en 2030
Autres gaz atmosphériques	Non évaluée	Manque de bilans quantitatifs fiables

27/01/2011 10

Etude de cas sur la forêt Rappel sur les valeurs du rapport du CAS (2009)

Services	Valeur proposée	Remarques
Régulation		
Eau (quantité annuelle)	0 €	Hypothèse d'absence d'effet majeur des forêts sur le bilan hydrologique annuel
Eau (régulation des débits)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
Eau (qualité)	90 €	Manque d'études pertinentes
Protection (érosion, crues)	Non évaluée	
Biodiversité	Non évaluée directement	Évaluée via les autres services
Autres services de régulation (santé, etc.)	Non évaluée	Manque d'études pertinentes

27/01/2011 11

Etude de cas sur la forêt Rappel sur les valeurs du rapport du CAS (2009)

Services	Valeur proposée	Remarques
Culturels		
Promenades (hors cueillette et chasse)	200 € (0 à 1000 €)	Selon fréquentation
Chasse	55-69 €	Externalités négatives à déduire
Autres services culturels	Non évaluée	Manque d'études pertinentes
TOTAL	Environ 970 €	
Min. Max	500 à plus de 2000 €	

27/01/2011 12

Etude ce cas sur la forêt Service de stockage-fixation du carbone

- **Valeur du service = prix (carbone)*quantité (carbone),** soit en stock soit en fixation.
- **Stockage/fixation du carbone dans les parties aériennes.** Facteurs explicatifs : essence, sylviculture, type de peuplement, etc.

$$C = V(IFN) * Den * FEB * FER * Car$$

où C : carbone (tC); Den : infradensité du bois; FEB : facteur d'expansion des branches; FER : facteur d'expansion des racines; Car : taux de carbone moyen.

- **Carbone immobilisé/fixé dans les sols.** Facteurs explicatifs : types de sols, essences, climat, etc.
- A ce stade, spatialisation envisageable à l'échelle des **inter-régions forestières.**

27/01/2011 13

Etude ce cas sur la forêt Services récréatifs (1)

- **Peu d'études disponibles** à l'échelle nationale → méta-analyse non envisageable à cette échelle
- **Etude récente spatialisée** de Garcia et Jacob (2010)
 - Méthode des coûts de déplacement, 4500 ménages, année 2001
 - Échantillon segmenté en 9 inter-régions forestières

	R1	R2	R3	R4	R5	R6	R7	R8	R9
SC (€)	24	22	34	76	-28	27	8	47	20
Écart-type	4	6	7	674	128	37	2	24	15

27/01/2011 14

Etude ce cas sur la forêt Services récréatifs (2)

Pour aller plus loin ?

- **Identification et analyse des variables explicatives de la valeur récréative** des forêts par les **méta-analyses récentes** :
 - Zandersen et Tol (2009), sur les coûts de transport. Europe, 26 études, 9 pays;
 - Barrio et Loureiro (2010), sur les études d'évaluation contingente. Monde, 35 études, 101 observations.
- **Cartographie de la demande et de l'offre récréative** ; Exemple de l'étude de Colson et al. en Wallonie (2010)

27/01/2011 15

DÉBAT – Atelier 3

- Q12. **Thierry TACHEIX**¹⁴ : Pour les méta-analyses qui utilisent des études réalisées dans plusieurs pays, comment agrège-t-on les valeurs monétaires, puisqu'elles sont exprimées en différentes unités ? **Patrick POINT** : On travaille en parité de pouvoir d'achat.
- Q13. **Arthur KATOSSKY**¹⁵ : Ne serait-il pas pertinent de travailler sur des méthodes de transfert basées sur une étude spécifique fruste ? Autrement dit les transferts ne seraient-ils pas plus efficaces s'ils reposaient sur quelques informations supplémentaires recueillies sur le site (enquête auprès d'une dizaine de personnes par exemple) ? **Patrick POINT** : C'est une approche possible. On peut également imaginer des approches bayésiennes : un *a priori* et une confrontation avec les résultats.
- Q14. **Michel DE LARA**¹⁶ : Le transfert de valeur est un paradoxe, il reflète l'idée que l'on est pas prêt à payer pour étudier les milieux par des études spécifiques ce qui révèle déjà un faible consentement à payer pour l'Environnement. Mesure-t-on bien l'enjeu qu'il y a à se lancer dans ces évaluations ? **Patrick POINT** : L'efficacité est au centre de l'analyse économique. Il est donc normal de se préoccuper de l'intérêt d'une étude. Le transfert permet de peser les enjeux, ce qui n'interdit pas ensuite si besoin d'aller plus loin avec une étude spécifique. **Christine LAGARENNE**¹⁷ : Le transfert peut permettre de s'adapter à la rapidité des demandes. Il n'y a pas toujours le temps d'effectuer des études spécifiques.
- Q15. **Jean-Luc PEYRON**¹⁸ : La variation des valeurs des services écosystémiques est importante, que ce soit dans l'espace ou dans le temps. Une étude en panel permettrait de comprendre les évolutions dans le temps et notamment les interactions entre services. Dans le cas des forêts par exemple il n'est pas évident de comprendre le lien entre activités récréatives et exploitation forestière, qui ne sont pas nécessairement antagonistes. **Julien HARDELIN** : Le temps est effectivement une dimension à examiner.

14 Maître de conférence à l'université de Limoges, chercheur au CRIDEAU (UMR 6062). Il est expert en économie de l'environnement auprès du réseau de l'institut de l'Énergie et de l'Environnement (IEPF) de l'organisation internationale de la Francophonie (OIF).

15 Cf. intervention p.27.

16 Chercheur et enseignant en mathématique appliquées à la gestion des ressources naturelles, directeur de l'unité « Optimisation et systèmes » au CERMICS (École de Ponts – ParisTech, Université Paris-Est).

17 Économiste-statisticienne, sous-directrice « de l'économie, des ressources naturelles et des risques » au MEDDTL.

18 Cf. intervention p.26.

Atelier 4 :

« actualisation et prix relatifs »

*Atelier animé par **Vincent MARCUS**, chef du bureau de la Fiscalité et des Instruments économiques pour l'Environnement.*

Au cours de la première décennie des années 2000, le taux d'actualisation a fait l'objet de débats considérables dans le champ de l'économie de l'environnement (débat Stern/Nordhaus). Les problèmes d'environnement étant le plus souvent caractérisés par des coûts immédiats et des bénéfices éloignés dans le temps, le choix du taux d'actualisation s'avère en effet un paramètre déterminant de l'analyse coûts-bénéfices des politiques environnementales.

Le choix du taux d'actualisation est tout sauf un exercice trivial, car il fait intervenir les prévisions sur la croissance future, l'incertitude, et des considérations de bien-être intergénérationnel. Ce double contenu prospectif et éthique du taux d'actualisation rend par nature son calibrage délicat.

Outre ces difficultés, il s'avère que les prix relatifs des biens environnementaux, c'est-à-dire le contenu de la croissance, peuvent jouer un rôle tout aussi fondamental que le taux d'actualisation dans l'analyse coûts-bénéfices. Dans un monde où les biens environnementaux se raréfient et sont imparfaitement substituables, le rôle du taux d'actualisation dans les choix de long terme se trouve contrebalancé (Stern, 2007). Cependant, à l'instar du taux d'actualisation lui-même, l'évolution des prix relatifs reste un exercice prospectif qui demande d'identifier de façon fine les biens environnementaux concernés et d'envisager des scénarios caractérisés par une forte incertitude, le plus souvent non probabilisable.

Luc BAUMSTRAK – *Économiste, maître de conférence à l'université Lumière – Lyon II, chercheur au laboratoire d'Économie des transports (LET), membre de centre d'Analyse stratégique (CAS). Ses recherches concernent l'économie des transports et de la santé.*

La cohérence des prix de référence des valeurs environnementales

Les évaluations environnementales s'appuient nécessairement sur des valeurs de référence, comme le prix de la tonne de carbone. La puissance publique a contribué à déterminer ces valeurs, en organisant des travaux de synthèse sur différents sujets, associant de nombreux acteurs (administration, recherche, etc.) : les rapports Boiteux (1994 et 2001) sur les coûts des nuisances, Lebègue (2005) sur la révision du taux d'actualisation, Quinet (2008) sur la valeur du carbone, Chevasus-au-Louis (2009) sur la valeur de la biodiversité. Le rapport Gollier sur l'introduction systématique du risque, qui doit paraître sous peu, participe de cette démarche.

Ces travaux ne présentent toutefois pas une cohérence parfaite, pour plusieurs raisons. En premier lieu, ils ne relèvent pas uniquement d'une approche scientifique. Certains choix nécessaires échappent en effet à la science mais ressortent plutôt du champ politique ou moral. Il en est ainsi du taux de préférence pour le présent, qui conditionne en partie la valeur du taux d'actualisation. En second lieu, même si une évaluation purement scientifique était réalisable, l'évolution des connaissances scientifiques et du contexte (évaluation des ressources naturelles, par exemple) expliquerait des résultats différents. Au final, et dans un souci de cohérence, il serait utile de conduire un exercice de réconciliation des valeurs de référence dans le domaine de l'environnement.

Le rapport Lebègue a révisé sensiblement les valeurs recommandées du taux d'actualisation, de 8 % à 4 %. Cette différence est importante : un flux à 50 ans voit son poids multiplié par 7 ! Ces travaux reposent notamment sur une analyse économique des déterminants du taux d'actualisation. En environnement certain, et sous certaines hypothèse de modélisation, le taux d'actualisation s'exprime sous la forme :

$$d + g.m$$

où d est le taux de préférence pour le présent (valeur retenue : 1 %) et l'effet richesse est le produit de deux termes : g , l'élasticité de l'utilité marginale de la consommation (valeur retenue : 2) et m , le taux de croissance réelle de la consommation (valeur retenue : 2 %).

Le taux d'actualisation cible s'élèverait donc à 5 %. Néanmoins, la prise en compte de l'incertitude sur la croissance économique transite par une double modulation du taux d'actualisation : une diminution instantanée, de 5 % à 4 %, et progressive. L'incertitude croissant avec le temps, le taux d'actualisation décroît, de 4 % à 30 ans à 2 % à un horizon lointain.

Le choix du taux n'est toutefois pas la seule difficulté de l'actualisation des flux monétaires futurs : la question des prix, et notamment des potentielles divergences des prix des biens environnementaux, revêt une importance particulière.

LE MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DE L'ÉNERGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE LA MER
 Lundi 15 Décembre, Paris
Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux
 Atelier : Actualisation et prix relatifs

La cohérence des prix de référence des valeurs environnementales
 Luc Baumstark

Centre d'analyse stratégique GATE

La production séquentielle des référentiels : cohérence globale ?
 Travail mené au Commissariat Général du Plan puis au Centre Analyse Stratégique

Le cadre méthodologique a été rénové ces dernières années au sein de l'administration avec plusieurs rapports :

- Les coûts des nuisances : M. Boiteux (1994; 2001)
- La révision du taux d'actualisation : D. Lebègue (2005)
- Un référentiel carbone : A. Quinet (2008)
- La valeur de la biodiversité : B. Chevassus-au-Louis (2009)
- Introduction systématique du risque: C. Gollier (2010, en cours)

- Contexte de production : croissance, prix des énergies
 - Appréciation du progrès technique
 - Intégration plus ou moins explicite d'une prime de risque
 - Contexte particulier de l'arbitrage et du compromis

Baumstark Luc, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes 2

Actualisation et développement durable

- La question du long terme (argument pour baisser le taux)
- Les prix relatifs des biens environnementaux (argument pour ne pas actualiser)
- La question du risque et des incertitudes (argument pour augmenter le taux)

Message principal:

- Enrichir le calcul économique autrement qu'en manipulant le taux d'actualisation pour mieux discriminer les projets au regard du développement durable.
- Le taux d'actualisation réel pur, hors prime de risque, est associé à un système de prix relatifs

Baumstark Luc, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes 3

Le calibrage du taux

- Taux de préférence pure pour le présent, δ : 1%
- Elasticité de l'utilité marginale de la consommation, γ : 2
- Taux de croissance économique par tête, μ : 2%
- Incertitude sur la croissance modélisée sur la base (probabilité de 30% que la croissance économique par tête puisse être de 0,5)

• **Le taux de base est ramené de 8 à 4%**
 • **Le taux décroît à long terme jusqu'à 2% (à partir de 30 ans)**

Baumstark Luc, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes 4

Le système de prix relatifs des biens environnementaux

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{A_t - C_t}{(1+a)^t}$$

$$VAN = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{(1+b)^t A_t - (1+c)^t C_t}{(1+a)^t}$$

Deux questions :

- Evolution des prix des biens environnementaux par rapport au taux d'actualisation ($b, c \ll a$)
- Evolution relative des prix des biens environnementaux (b/c)

Baumstark Luc, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes 5

La situation dans Boiteux II

Effets externes	Valeurs € (Date)	Règle d'évolution %/an	Rapport
Carbone	100 € /C (2002)	+3%	Boiteux II
Prix du pétrole	24 €/hl (2002)	+1,4 (2020) 2%	Boiteux II
Bruit	5,22 €/m2 (1996)	Taux de croissance du PIB	Boiteux II
Valeur Humaine	1,5 M€ (2000)	Consommation des ménages par tête	Boiteux II
Valeur pollution atmosphérique	2,9 €/100 veh km (2000)	Augmentation sur la base de l'évolution des dépenses des ménages Réduction de 9,4 % par an	Boiteux II
Urbain dense VP			
Valeur du temps urbain			
Tout motif	7,2 € /h par voyageur (1998)	Consommation des ménages par tête avec une élasticité de 0,7	Boiteux II
Valeur du temps marchandises courantes	0,15 €/t/h (2000)	2/3 de l'évolution du PIB	Boiteux II

Baumstark Luc, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes 6

Le travail du groupe Quinet sur la valeur CO2



- ▣ Une valeur en 2030 autour de 100 euros
- ▣ Une règle d'Hotelling calée sur 4% à partir de 2030
- ▣ Une valeur initiale 2010 à 32 euros
- ▣ Une valeur déconnectée du prix des hydrocarbures

Bureau de l'Environnement, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes

7

Questions vives

- ▣ L'application de la règle d'Hotelling modulée (jusqu'où)
 - ◆ Lien avec une contrainte mouvante (absorption naturelle du carbone, choix politique)
 - ◆ Modélisation du progrès technologique
 - ◆ Principe de précaution (valeur initiale plus élevée et taux de croissance plus faible)
- ▣ Irréversibilités et signaux prix (faire bouger le système ou le tuer)
- ▣ La relation avec le prix des énergies
- ▣ La relation avec la croissance économique ?
- ▣ Être en phase avec la hiérarchie des valeurs dans le débat public
- ▣ Travailler sur les binômes (Temps/sécurité; CO2/santé; etc.)

Bureau de l'Environnement, Université de Lyon, GATE, Paris 15 décembre 2010, Séminaire valorisation des effets externes

8

Cédric PHILIBERT – *Analyste à la division des Énergies renouvelables de l'agence internationale de l'Énergie (AIE), professeur à SciencesPo. Il est l'auteur de plusieurs livres, rapports et articles sur l'économie du réchauffement climatique.*

Problématique de l'actualisation dans l'évaluation économique des changements climatiques

L'actualisation consiste à donner une valeur présente à des coûts et bénéfices futurs. Le choix d'un taux d'actualisation reflète donc un arbitrage entre le bien-être des générations futures et le bien-être des générations présentes. Cet arbitrage se pose de façon particulièrement aiguë dans le contexte de la lutte contre le changement climatique, caractérisé par des coûts à court terme et des bénéfices à long terme. Il y a donc là un dilemme à résoudre pour la prise en compte adéquate du long terme dans l'analyse coût-bénéfice. Trois solutions sont généralement envisagées :

- ❖ utiliser un taux d'actualisation faible de manière à rééquilibrer le bien-être social en faveur des générations futures,
- ❖ faire décroître le taux d'actualisation dans le temps,
- ❖ prendre en compte la valorisation dynamique des actifs naturels.

Si la tentation est grande de considérer un taux d'actualisation spécifiquement dédié au problème du changement climatique, cette solution n'est pas à privilégier car l'unicité du taux d'actualisation est une condition essentielle de l'allocation efficace des ressources. En outre, dans un contexte de croissance économique, un taux d'actualisation faible reviendrait à enrichir les générations futures, plus riches, au détriment des générations présentes, plus pauvres (« Robin des bois sur la tête », selon le mot de Baumol).

Plusieurs arguments justifient un taux d'actualisation décroissant dans le temps. D'abord un taux réduit pour le long terme résout une incohérence logique qui résulterait d'un écart trop important entre le taux d'actualisation et le taux de croissance. Rabl propose ainsi un taux d'actualisation conventionnel pour une période courte (30 ans), puis un taux réduit pour les générations suivantes. Alternativement, Sterner suppose l'existence de limites physiques de la planète, qui réduirait la croissance à long terme, et par conséquent le taux d'actualisation. Weitzmann estime cet argument pessimiste, car il méconnaît l'inventivité humaine, source de progrès techniques. Celui-ci développe un troisième argument en faveur d'un taux décroissant : l'incertitude sur la croissance, qui conduit le taux d'actualisation à tendre vers le plus petit taux envisagé (la croissance la plus faible possible).

Enfin, une troisième manière de s'attaquer au dilemme est de prendre en compte la dynamique de valorisation des actifs naturels. Les exercices de calcul global des coûts du changement climatique qui ignorent l'évolution des prix relatifs des biens environnementaux tendent à sous-estimer les coûts environnementaux. Selon l'école américaine (Krutilla et Fischer), cette prise en compte des prix relatifs se justifie par une rareté croissante des actifs naturels et un consentement à payer croissant avec le revenu pour ces mêmes actifs. Pour l'école française (Marcel Boiteux, Direction de

la Prévision), certains actifs n'étant pas substituables, il conviendrait d'apprécier ceux-ci à un rythme égal au taux d'actualisation. Ceci peut cependant poser un problème logique, le taux de croissance réel (incluant l'internalisation des dommages) tendant vers zéro à long terme. Comme le souligne Eric Neumayer : le problème c'est la substitution, pas l'actualisation.

En conclusion, s'il n'apparaît pas légitime de réduire uniformément le taux d'actualisation, des arguments forts, en particulier la prise en compte de l'incertitude, militent en faveur de sa décroissance à long terme. Ceci, associé à l'intégration de la dynamique de valorisation des actifs naturels, résout en partie le dilemme du long terme dans l'analyse coût-bénéfice. Cependant d'autres défis restent à l'ordre du jour : difficultés d'estimer les coûts de l'érosion de la biodiversité et des écosystèmes, arbitrage entre atténuation du changement climatique et développement économique, etc.



Problématique de l'actualisation dans l'évaluation économique des changements climatiques

Cécile PHILIBERT

1

1



Actualisation et changement climatique: le dilemme

- Taux constant: actualisation exponentielle
- Les taux d'actualisation habituels donnent une valeur négligeable au changement climatique (8% sur 100 ans = diviser 2200)
- Un taux d'actualisation faible est synonyme de plus d'investissements pour les générations futures, pourtant a priori plus riches
- Et l'unicité du taux est une condition de l'allocation efficace des ressources

2



Sortir du dilemme

- Taux faibles, arguments faibles
- Taux décroissants, intérêt croissant
- Valorisation dynamique des actifs naturels
- Application au changement climatique et conclusions

3

3



Taux faibles, arguments faibles (1) Préférence pure pour le présent

$$TSPP = \rho + |\theta|.g = 3 + 1.3 = 6\%$$

- Critique éthique de la préférence pure en contexte intergénérationnel
- Mais PPP nulle implique sacrifices de la génération présente, la plus pauvre
- Sacrifices évités par «l'effet-ricesse» $|\theta|.g$
- L'élasticité-revenu de l'utilité marginale du revenu est-elle égale à -1? Peut-on la mesurer en contexte interpersonnel, ou en décide-t-on?

4

4



Taux faibles, arguments faibles (2) La redistribution à l'envers

- Faible taux = « Robin des bois sur la tête »
 - Enrichit les générations les plus riches
 - Critère Rawlsien justifierait θ infini
- Le changement climatique: une exception?
 - Les dommages dus aux riches d'aujourd'hui, affecteront les pauvres demain
- Mais le critère efficacité demeure
 - Investissements d'atténuation du changement climatique vs. autres investissements

5



Taux décroissants (1) La compensation impossible

- Actualiser suppose réinvestir en continu pour pouvoir compenser les « perdants »
- Si taux actualisation > taux croissance, à terme bénéfice annuel d'un investissement > PIB !
- Solution Rabl : taux d'actualisation usuel pendant 30 ans, puis taux de croissance
 - » problème de cohérence temporelle
 - » repose sur élasticité utilité du revenu égale à -1
 - » compensation impossible si coûts \neq PBM, auquel cas croissance et taux d'actualisation chutent

6

6



Taux décroissants (3)

L'incertitude sur la croissance

- M. Weitzman (1998)
 - Les états futurs du monde résultant d'une croissance forte sont actualisés à taux fort
 - Le taux utilisé tend donc vers le plus petit taux envisagé (la croissance la plus faible possible)
 - Pas de problème de cohérence temporelle
 - Newell & Pizer (2001): mêmes conclusions
- Encore plus vrai si :
 - taux d'actualisation multiple taux de croissance
 - valorisation dynamique des actifs naturels

7

7



La valorisation dynamique des actifs naturels

- École américaine (J.Krutilla, A.Fisher)
 - rareté relative croissante des actifs naturels
 - consentement à payer croît avec revenus
 - rythme de cette appréciation difficile à évaluer
- École française (M. Boiteux, D.P.)
 - valeur actifs non reproductibles ni substituables s'apprécie à rythme égal au taux d'actualisation
 - Impasses logiques, une responsabilité illimitée
 - Nécessité d'une «actualisation effective»

8



Valorisation dynamique : le cas du changement climatique

- Méthode habituelle sous-estime les coûts
 - estimer les coûts aujourd'hui, projeter dans le futur (2-3%), ramener dans le présent (5-8%)
 - Pas de variations relatives des valeurs
 - Exemple : croissance 2%, actualisation 6%
 - Coût unique: 100 €. Valeur 2050: 269 €, valeur actuelle: 14 €
 - Actifs naturels 50 €, valorisés 5%/an, valeur actuelle 31 € + 7 € autres, soit total 38 €.

9

9



Internalisation des dommages: argument pour taux décroissant

- Dommages changement climatique 2% PIB, dont 1% actifs naturels non reproductibles
- Taux de croissance 2%, actualisation 6%
- Après 100 ans, PIB x 7,2, intangibles x 339
- Dommages 47% PIB 2100; internalisation réduit le taux de croissance réel

10

10



Conclusions 1

- Taux d'actualisation décroît à long terme
 - Incertitudes sur la croissance future, aggravée par les dégâts environnementaux potentiels
- Valorisation dynamique actifs naturels
 - A un taux proche du taux d'actualisation (actualisation effective lente)
 - E. Neumayer: Le problème, c'est la substitution, pas l'actualisation
 - Appartient au paradigme de « soutenabilité faible », mais le renforce

11

11



Conclusions 2


- Les coûts à long terme sont dominés par l'érosion des espèces et des écosystèmes
 - Difficulté d'estimation de ces valeurs
 - Analyse coûts bénéfiques hors de portée
 - Actualisation légitime des autres dommages
 - L'atténuation du changement climatique ne doit pas entraver le développement économique

12


12

 **Publications récentes notables**

- Lebègue, D.: 2005, *Révision du taux d'actualisation des investissements publics*, Commissariat général du Plan
- Philibert, C.: 2006, Discounting the future. In: Pannell DJ, Schilizzi SGM (eds) *Economics and the future*, Edward Elgar
- Stern, N.: 2007, *The Economics of Climate Change*, Cambridge University Press.
- Hoel, M. and T. Sterner: 2007, Discounting and relative prices, *Climatic Change* **84**, 265—80
- Sterner, T. and M. Persson: 2008, An even sterner review: Introducing relative prices into the discounting debate, *R. Environ Econ Policy* **2**, 61—76.
- Weitzman, M.: 2010, Risk-Adverse Gamma Discounting, *J. Environ Econ Manage* , **60**: 1-13


 **Et aussi...**

- Philibert, C., 2006, *Certainty vs. Ambition*, IEA Info paper
- Philibert, C. 2008, *Price Caps and Price Floors in Climate Policy – A Quantitative Assessment*, IEA Info Paper
- Philibert, C., 2009, Assessing the value of price caps and floors, *Climate Policy* **9**: 612-633
- Les incertitudes sur les coûts de réduction des émissions et la sensibilité climatique de la planète **ne** justifient **pas** une approche par les quantités (targets/permis), sauf si les prix du CO2 sont encadrés (plafonds et planchers)
- Encore plus vrai dans une approche économique globale (incertitude sur la valeur présente des dommages)

 **L'actualisation**

- Outil de l'analyse coûts bénéfices
 - Donne une valeur présente à des flux futurs
- Arbitrage entre bien-être présent et futur
 - Lien direct avec le niveau d'investissements
- Reflète la productivité de l'économie et l'impatience (I. Fisher, 1930)
 - Sans taxes ni risques, $i=r$
 - Impatience reflète préférence pour le présent et perspectives d'un revenu par tête croissant

15 15

 **Taux décroissants (2)**
Les limites de la planète

- Th. Sterner suppose une capacité de charge
- C = rapport PMB max sur PMB actuel
- hypothèse de croissance logistique
- coefficient d'actualisation n'est plus $1/(1+r)^t$ mais $r/\{r/c + (r-r/c)(1+r)^t\}$
- par ex., $c = 10$ dans 250 ans, $r = 3\%$
- valeur actuelle unité dans 20 ans : 0,554 (et non 0,598), dans 250 ans : 0,1 (et non 0,0006)
- pas de problème de cohérence temporelle

16 16

Michel MASSONI – *Membre permanent du conseil général de l'Environnement et du Développement durable (CGEDD) et coordonnateur du collège Économie et régulation. Spécialiste de la gestion, de la régulation et de la tarification des activités de réseau, il a travaillé par le passé à la direction générale de l'Énergie et des Matières premières (ministère de l'Industrie), à la direction des Transports terrestres (ministère des Transports) et à la direction d'EDF-GDF Services.*

Pratique du taux d'actualisation et risque des projets

Cet exposé se place dans une optique plus appliquée que les deux précédents : Michel MASSONI relate son expérience de l'actualisation dans le domaine des transports, où l'opportunité d'un projet public est estimée à l'aune de deux outils, complémentaires : le bénéfice socioéconomique (pour la collectivité) et la valeur actualisée nette (critère plus financier).

Le bénéfice socioéconomique actualise l'ensemble des flux, monétaires et non monétaires, associés au projet : coût initial, coûts de maintenance, etc. Il intègre l'ensemble des acteurs dans une approche utilitariste, et tient compte, autant que faire se peut, des externalités. À l'inverse, la valeur actualisée nette évalue la rentabilité et le risque du projet, sous un angle financier. Ces exercices sont encadrés par l'instruction-cadre du 27 mai 2005 relatives aux méthodes d'évaluation économique des grands projets d'infrastructure de transport.

L'analyse coût-bénéfice (ACB) traditionnelle présente plusieurs limites, qui ne remettent pas en cause son intérêt pour la décision publique, mais incitent à la précaution, en menant des analyses de robustesse sur les paramètres. Les principales limites sont :

- ❖ L'influence de la forme et le paramétrage de la fonction d'utilité sur les résultats : dans quelle mesure une modélisation alternative modifierait-elle les conclusions de l'ACB ?
- ❖ La prise en compte du risque associé au projet, qui se matérialise par la variance intrinsèque du risque et la covariance entre le risque et la croissance économique ;
- ❖ Il est également difficile de réconcilier théorie et observations empiriques sur les marchés financiers concernant le calibrage de la prime de risque (equity premium puzzle).

Il est particulièrement délicat de modéliser le risque associé au projet, et alors des techniques de simulation peuvent être utilisées. Ces modèles utilisent trois étapes : la production de trajectoires aléatoires des grandeurs contextuelles, l'évaluation du résultat le long de chaque trajectoire, et l'estimation de la distribution des résultats. La première étape est éminemment complexe car elle nécessite une modélisation des variables influençant le projet. L'exemple du changement climatique illustre la difficulté de cette étape. Ces éléments permettent une appréciation prudente des conclusions de l'ACB.

Pratique du taux d'actualisation pour les ACB des projets et risque projet

Michel MASSONI
 IGPEF
 Coordonnateur du Collège Economie et Régulation

CGEDD / Section Economie Transports Réseaux

SOMMAIRE

- 1) Introduction
- 2) Instruction cadre du 27 mai 2005
- 3) Limites de l'analyse cout bénéfice traditionnelle
- 4) Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

INTRODUCTION

- Outil d'aide à la décision : convient-il ou non de réaliser un projet d'investissement public?
- Le bilan Cout – Bénéfice d'un tel projet doit s'apprécier sur une longue durée → importance de l'actualisation
- Du point de vue collectif (« bénéfice socioéconomique »)
- Du point de vue financier (« valeur actualisée nette »)

Instruction cadre du 27 mai 2005

Bénéfice socio-économique pour la collectivité

Analyse selon les principaux bénéficiaires identifiés ou diffus:

- a) - les clients du mode de transport et les clients d'autres mode de transport ;
- b) - les entreprises de transport et les gestionnaires d'infrastructures ;
- c) - l'État et les collectivités territoriales.
- d) - évaluation des effets externes non affectés à ces groupes.

L'avantage pour la collectivité est la somme des avantages de ces différentes catégories d'agents économiques (dans une vision « utilitariste »).

Instruction cadre du 27 mai 2005

Bénéfice socio-économique pour la collectivité

Caractérisation d'un investissement: coût initial, coûts annuels et avantages annuels, monétaires et non monétaires, exprimés en monnaie constante.

Cout d'investissement actualisé:

$$I = \sum_{t=\Theta}^0 \frac{I_{(t+r)}}{(1+r)^t}$$

Θ durée de construction du projet
 t_0 année précédant la mise en service du projet ou de sa première phase

Instruction cadre du 27 mai 2005

Bénéfice socio-économique pour la collectivité

Le taux d'actualisation r est normatif. Il est fixé par consensus d'experts (rapport LEBEGUE – 2005-) à $r = \delta + \gamma \cdot \mu$

(avec δ = taux de préférence pure pour le présent, γ = coefficient d'aversion pour le risque, μ = taux d'accroissement annuel du PIB)

$$B = -(I - I_{sub}) + \sum_{t=1}^T \frac{A_{(t+r)}}{(1+r)^t} - \sum_{t=1}^T \frac{M_{(t+r)}}{(1+r)^t} + \frac{R}{(1+r)^T}$$

Ce calcul est fait en euros constants, hors toutes taxes et subventions.

Critère de décision: engager le projet si et seulement si $B \geq 0$

Remarques : 1) le projet doit être optimisé (dimensions, date de réalisation)
 2) le taux de 4% est hors risques liés au projet - risques de surcoûts ou risques de trafic par exemple - et hors contrainte budgétaires.


Instruction cadre du 27 mai 2005

Analyser la rentabilité financière et les impacts sur les finances publiques

Sauf projet sans redevance ou taxe spécifique, il faut analyser la rentabilité financière et le risque financier de l'opérateur potentiel ou pressenti.

Objectif: apprécier la faisabilité financière du projet compte tenu

- des principaux aléas et des contributions publiques éventuellement envisagées pour la construction et l'exploitation de l'ouvrage,
- des recettes provenant des utilisateurs,
- des implications pour les finances publiques dans un souci de bonne gestion de l'argent public et de respect des contraintes budgétaires.



7


Instruction cadre du 27 mai 2005

Analyser la rentabilité financière et les impacts sur les finances publiques

Ce calcul ne prend pas en compte les nuisances qui ne donnent pas lieu à indemnisation, les avantages non monétaires ou ceux qui ne reviennent pas à l'opérateur porteur du projet (tel que le retour à l'État d'une infrastructure en fin de concession) ;

Il prend en compte le coût de marché de la ressource financière et non un taux d'actualisation nominal;

Il cherche à apprécier la solidité financière du projet par une analyse complémentaire de la sensibilité aux facteurs clés (« stress tests »).



8

Instruction cadre du 27 mai 2005


Analyser la rentabilité financière et les impacts sur les finances publiques

Ce calcul ressemble formellement au calcul du BNA:

$$B = -(I^f - I^f_{\text{ind}}) + \sum_{t=1}^{T'} \frac{\Delta EBE_t}{(1+i)^{-t}} - \sum_{t=1}^{T'} \frac{\Delta I^f_t}{(1+i)^{-t}} + \frac{R^f}{(1+i)^{T'}}$$

Il en diffère parce qu'il est fait en euros courants, TTC, et généralement sur la durée d'amortissement comptable.


Critère de décision: engager le projet si et seulement si $VAN \geq 0$



9

limites de l'analyse cout bénéfice traditionnelle

- On peut justifier l'analyse cout bénéfice traditionnelle par le modèle de « l'agent représentatif » qui représente une fraction $\epsilon=1/n$ d'une population de taille n .
- Cet agent mesure son bien être intertemporel par une fonction d'utilité qui dépend des consommations à chaque instant t (et qui possède les « bonnes propriétés » de différentiabilité, de croissance et de concavité)
- On recherche l'effet d'un flux intertemporel X_t résultant du projet qui s'ajoute à un flux de consommation C_t préexistant.
- En situation avec projet, l'utilité est: $U = \sum_{t=0}^{\infty} e^{-\rho t} u(c_t + \epsilon X_t)$
- La variation d'utilité est: $\Delta_t U = \sum_{t=0}^{\infty} e^{-\rho t} \left(u'(c_t) \epsilon X_t + \frac{1}{2} u''(c_t) \epsilon^2 X_t^2 + O(\epsilon^3) \right)$



10

limites de l'analyse cout bénéfice traditionnelle

A chaque instant on peut définir $\gamma_t = -\frac{u''(c_t)}{u'(c_t)}$ qui est le coefficient d'aversion relative au risque.


La variation d'utilité s'écrit alors: $\Delta_t U = \sum_{t=0}^{\infty} e^{-\rho t} \left(u'(c_t) \epsilon X_t (1 - \frac{1}{2} \gamma_t \epsilon X_t) + O(\epsilon^3) \right)$

Avec des formulations classiques $u(c_t) = c_t^{-\mu}$ et $c_t = c_0 e^{\delta t}$

cette variation devient $\Delta_t U = \sum_{t=0}^{\infty} e^{-\rho t} \left(c_0^{-\mu} X_t (1 - \frac{1}{2} \gamma_t \epsilon X_t) + O(\epsilon^3) \right)$

Calibrage (rapport Lebegue 2005) $\delta=0, \rho=2, \mu=2$.


On y retrouve le critère du bilan actualisé au taux $r=\delta+\rho$ avec des termes correctifs sur les flux du projet liés à la concavité de la fonction d'utilité (légère atténuation de l'impact des investissements initiaux et très faible réduction de l'effet des revenus encaissés tout au long de la vie du projet).



11

limites de l'analyse cout bénéfice traditionnelle

- Ordres de grandeur pour la France:
Population: 65 Mhab.
PIB 2009: 1900 G€, PIB/hab: 30000€
Investissements 2009 en Travaux publics: 38 G€ à 66% pour Etat+opérateurs de l'Etat+ coll. locales soit 25G€ (1,3% du PIB).
- Pour un projet unique, et même pour un programme d'importance moyenne, les effets correctifs sont faibles et le critère traditionnel pertinent (en l'absence de risque).
- Que se passe-t'il pour un « grand programme »?



12

limites de l'analyse cout-bénéfice traditionnelle

- Pour le voir, on résoud le problème du « consommateur-investisseur »

$$\sum_{t=0}^{\infty} e^{-\delta t} u(c_t)$$
 La solution vérifie les conditions:

$$\sum_{t=0}^{\infty} e^{-\delta t} c_t = \sum_{t=0}^{\infty} e^{-\delta t} R_t = \bar{R}$$
 Avec une fonction d'utilité « puissance », c'est-à-dire où

$$c_t = c_0 e^{\frac{1-\gamma}{\gamma} \delta t}$$
- La variation de l'utilité totale par un projet non marginal est alors:

$$U^1 - U^0 = \sum_{t=0}^{\infty} e^{-\delta t} \frac{(c_t^1)^{1-\gamma} - (c_t^0)^{1-\gamma}}{1-\gamma}$$
 et si on fait apparaître la valeur actualisée des flux du projet c'est tout dépend de la « courbure » de la fonction d'utilité.

$$U^1 - U^0 = \frac{K^{\gamma}}{1-\gamma} ((R^1 + \bar{\gamma})^{\gamma} - (R^0)^{\gamma})$$

Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

- Rapport Lebegue 2005 « Le taux d'actualisation est un taux d'actualisation calculé hors prime de risque. La prise en compte du risque ne doit pas être intégrée par le biais d'une augmentation implicite du taux d'actualisation. Le risque doit être traité pour lui-même au niveau de l'évaluation de chacun des projets et cela tant pour les prévisions de quantités que pour celles de prix. » Comment faire?
- Lorsque C_t et X_t sont des variables aléatoires, l'évaluation peut être faite à partir de la différence d'utilité intertemporelle avec et sans projet.
- Pour un projet « marginal » et une évolution « régulière » du PIB/hab (brownien géométrique) on peut faire une ACB en remplaçant le flux X_t par un équivalent certain approximé comme suit:

$$E(X) - \frac{\gamma}{E(C)} \text{cov}(X, C) - \frac{\gamma}{2E(C)} \text{var}(X)$$

Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

Lorsque C_t suit un mouvement brownien géométrique, il faut aussi prendre un taux d'actualisation égal à

$$\delta + \beta r - \frac{1}{2} \gamma^2 \sigma^2 + \gamma \sigma^2$$

Cette formulation présente plusieurs inconvénients théoriques et pratiques

- Ce choix de fonction confond l'effet de substitution intertemporel et l'effet de l'aversion au risque (on peut prendre une fonction d'utilité avec plus de paramètres)
- Le résultat est incohérent avec les observations obtenues sur les marchés financiers (« equity premium puzzle »)

=> Débat théorique non encore conclu sur la possibilité de convergence entre le comportement des marchés financiers et celui du planificateur public rationnel.

Une approche pragmatique toujours possible: la méthode de Monte Carlo

Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

La méthode de Monte Carlo:
Beaucoup de problèmes d'ingénierie financière reviennent à l'évaluation d'une certaine quantité, par exemple, une VAN, une valeur de produit dérivé, la sensibilité d'une valeur à un aléa ...

Cette quantité peut s'analyser comme l'espérance d'une variable aléatoire plus ou moins compliquée dont le comportement est modélisé par des processus stochastiques. La méthode de Monte Carlo est souvent utilisée pour évaluer des espérances (en physique, en finance, en ingénierie).

Elle comprend typiquement trois étapes : la production de trajectoires aléatoires, l'évaluation du résultat le long de chaque trajectoire et le calcul des moments de la distribution des résultats.

Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

Construction d'un modèle de prévision

Préparation d'un modèle de prévision des résultats du projet (cf Instruction cadre) sur la base de variables clés présumées influentes

Description des risques du projet

- risques d'investissement (dérive des couts unitaires de construction, évolution de la consistance du projet)
- risque d'exploitation (risques sur couts d'exploitation, d'entretien, de renouvellement)
- risques sur les recettes (trafics, barème tarifaire)
- risques autres (risques avant signature du contrat, risques de contractualisation, risques interface avec d'autres projets, risques financiers -notamment risques de taux-)

Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

Choix des distributions de probabilité

Définition des intervalles de variation des variables clés et choix des fonctions de distribution sur ces intervalles de variations (Pas de restriction aux distributions normales)

Identification des corrélations.

Choix des relations entre variables clés (dans un modèle récent de trafic sur une LGV examen de 37000 couples de variables)

Calculs de simulation.

Génération de scénarios aléatoires sur base de l'ensemble des hypothèses précédentes

Interprétation des résultats.

Analyse statistique des résultats de la simulation

Prise en compte des risques d'un projet dans l'ACB

Les praticiens de la finance reconnaissent généralement qu'un cash-flow doit être actualisé au coût d'opportunité du capital.

- A) Ce coût d'opportunité est le retour espéré exigé par des investisseurs achetant des titres présentant des risques identiques à ceux du projet. Pour obtenir une évaluation du coût d'opportunité du capital on commence souvent par calculer le coût du capital du porteur du projet en utilisant le MEDAF pour évaluer le bêta du porteur du projet.
- B) Les calculs de simulation sont menés avec un taux d'actualisation intégrant le risque non diversifiable (ou systémique), c'est à dire un risque représentant la moyenne de l'ensemble des risques du marché. Le risque spécifique (lié au projet) est alors décrit par la valeur probabilisée des flux telle qu'elle résulte des calculs de simulation.

Valeurs couramment utilisées aujourd'hui pour des LGV:

taux nominal intégrant le risque systémique : 5%

prime de risque spécifique forfaitaire : 2 à 3%



DÉBAT – Atelier 4

- Q16. **Michel DE LARA¹⁹** : L'analyse coût-bénéfice repose sur des substitutions (temporelle et spatiale), et fournit une réponse peu subtile : agir ou ne pas agir. Au contraire, l'approche coût-efficacité consiste à déterminer les objectifs environnementaux, puis les coûts actualisés de leur atteinte. En outre, d'autres critères de développement durable peuvent être mobilisés que le seul taux d'actualisation. Enfin, un autre aspect important de l'analyse de bien-être intergénérationnelle concerne la prise en compte de la flexibilité séquentielle (actualisation des décisions en fonction d'informations nouvelles). **Luc BAUMSTARK** : C'est très juste. La valeur carbone est d'ailleurs construite sur un postulat coût-efficacité, qui représente le prix dual de l'engagement politique. **Michel MASSONI** : La flexibilité peut très bien être intégrée dans l'analyse coût-bénéfice en construisant un arbre de décision séquentiel, afin de tendre vers une prise en compte de la valeur d'option.
- Q17. **Jean-Luc PEYRON²⁰** : Dans le domaine forestier, dont la spécificité est le « temps long », ces réflexions ne sont pas nouvelles. Les travaux de Martin FAUSTMAN datant du XIX^e siècle. L'analyse forestière ne pourrait-elle pas enrichir les réflexions sur le taux d'actualisation ? **Michel MASSONI** : Quelles sont les spécificités de la filière forestière ? Ce qui est singulier, c'est la structure par terme des taux d'intérêt, les forestiers ayant une courbe totalement inversée. **Luc BAUMSTARK** : De plus, il faut faire attention à l'unicité du taux.
- Q18. **Arthur KATOSSKY²¹** : Plutôt que de faire des hypothèses arbitraires, n'est-il pas possible d'utiliser les « préférences déclarées » (l'analyse conjointe par exemple) pour cerner l'évolution des préférences relatives ?
- Q19. **Cyril GOBEL** : Ces calculs peuvent-ils intégrer les risques juridiques, les coûts de traitement administratifs des dossiers, etc. ? **Luc BAUMSTARK** : Il est possible de prendre en compte certains risques juridiques (cf. rapport GOLLIER), mais pas l'intégralité. **Cédric PHILIBERT** : En pratique, tout le monde fait de l'analyse coût-efficacité sur le climat, y compris Stern. Il existe en effet une réelle nécessité de disposer d'instruments flexibles pour gérer au fur et à mesure les incertitudes qui entourent la réalisation de ces objectifs le long du chemin. En citant Pearce paraphrasant Churchill, l'analyse coût-efficacité est bien la pire des solutions à l'exception de toutes les autres. Cependant elle est indispensable pour structurer la discussion.

19 Cf. intervention p.52.

20 Cf. intervention p.26.

21 Cf. intervention p.27.

Le point de vue des utilisateurs

Sarah FEUILLETTE – Ingénieur agronome, économiste, docteur en sciences de l'eau, responsable à l'agence de l'Eau Seine-Normandie des analyses économiques liées à la directive-cadre sur l'eau (DCE). Son équipe pilote également des études d'évaluation des politiques publiques et de prospective, et assure le secrétariat du Conseil Scientifique du Comité de bassin Seine-Normandie.

Stéphane ROBICHON – Économiste de l'Environnement à l'agence de l'Eau Adour-Garonne, responsable du programme d'études économiques de l'Agence et en particulier des études induites par la mise en œuvre de la DCE. Son activité comprend aussi un volet sensibilisation pour une meilleure appropriation des concepts économiques par les gestionnaires de l'eau.



Monétarisation des biens et services environnementaux : le point de vue des agences

Paris, 15 décembre 2010




Quelles expériences de monétarisation des services environnementaux dans les agences ?

- qu'est ce qui a été fait ?
 - Avant la DCE

Analyse des bénéfices du SDAGE 1996 (Adour Garonne)

- Depuis la DCE

Analyses de coûts disproportionnés
Chiffrage des coûts environnementaux (récupération des coûts)
Valorisation des services rendus par les zones humides



Quelles expériences de monétarisation des services environnementaux dans les agences ?

- qu'est ce qui a bien marché ?


Effort de sensibilisation se fait sentir : de nouvelles attentes sur analyse coût bénéfice,
Des chiffrages des services rendus qui interpellent.



Quelles expériences de monétarisation des services environnementaux dans les agences ?

- qu'est ce qui a moins bien marché ?

Rares prises de décision à partir d'une analyse économique.
Quelques tentatives (ex : barrage de charlas) mais des problèmes d'acceptation.
Difficultés méthodo : services/biens difficiles à chiffrer, assiettes, controverse CAP
Passage logique financière à court terme à une logique économique à long terme
Manque d'outils pour faire les bons choix à long terme (et question du temps)



Quelles attentes des acteurs locaux ?



Quels bénéfices mettre en face des objectifs environnementaux coûteux ?

Parfois démontrer que l'environnement coûte trop cher

Quel serait le coût de l'inaction ?

Comment chiffrer les coûts sur la santé, le bien être ?

Quelle rémunération pour les acteurs économiques qui contribuent à protéger les milieux aquatiques ?




Quelles attentes des acteurs locaux ?

Ne pas réduire la nature à ce qui est valorisable en euros ni à ce qui est utile à l'homme

Y voir clair sur les enjeux : qui perd, qui gagne ?

Des analyses parlantes : du technico économique pour les ingénieurs, du qualitatif pour les environnementalistes





Quelques pistes de progrès

- **compromis entre robustesse** des évaluations et **acceptabilité**
- introduire du **qualitatif, des images**
- **meilleure connaissance des processus biophysiques**
- analyser **qui perd qui gagne**




Quelques pistes de progrès

- **ne pas confondre** valorisation des services rendus et calcul des aides pour service rendu
- prise en compte service rendu : effort de sensibilisation = **expérimentation locale** et renforcement de **l'expertise technique**



Clôture

Dominique BUREAU – Ingénieur, économiste, chercheur en économie publique, maître de conférence à l'école Polytechnique, délégué général du conseil Économique du Développement durable (CEDD). Il a dirigé la direction des Études économiques et de l'Évaluation environnementale (D4E).

1 – En une dizaine d'années, l'évaluation économique des biens et des services environnementaux a pris un essor remarquable permettant d'éclairer, sur la base de valeurs documentées par des estimations économétriques rigoureuses, les politiques publiques. Les évaluations contingentes et les modèles hédoniques sont les principales méthodes utilisées. Mais les méthodes de coûts de transport demeurent utiles. Surtout les méthodes expérimentales (ou quasi-expérimentales) sont appelées à compléter cette panoplie.

Il est remarquable (et rare) aussi que l'administration ait pleinement participé à ce processus (notamment la S / D des ressources naturelles et des risques, et les programmes de recherche de l'ancien ministère de l'écologie.)

2 – Le souci de considérer les faits, c'est à dire les comportements des agents « réels », s'est avéré très riche, aussi bien sur le plan méthodologique que sur celui des résultats. Ainsi les comportements stratégiques dans les évaluations contingentes et les moyens de les contenir, notamment en faisant révéler conjointement les CAP et les CAR, sont aujourd'hui mieux cernés. Mais des problèmes nouveaux sont apparus : celui des faux-zéro, par exemple, pour ce type d'étude, ou les problèmes d'articulation entre modèles continus et segmentations par sous-groupe pour les méthodes hédoniques...

3 – Ce constat de progrès, fondé sur une forte mobilisation scientifique, non seulement des économistes de l'environnement, mais aussi des économètres, théoriciens des jeux, micro-économistes... contraste avec ce que l'on observe dans d'autres domaines.

Dans le cas des transports, par exemple, la tendance est plutôt demeurée au raisonnement *in abstracto*, se fondant sur de nombreuses hypothèses non testées, pour se passer d'estimations économétriques, et construire, par exemple, des coûts généralisés à partir des seules statistiques sur les salaires. Le manque de connaissance réelle des préférences et des comportements associé à cette démarche a souvent décrédibilisé l'expertise économique aux yeux des décideurs, tout en biaisant le design des projets, au détriment de la prise en compte correcte des questions de sécurité, de régularité, et de confort.

A cet égard, il est dommage que les recommandations du rapport Boiteux, de se doter en France de références comparables à celles du London Transport, n'aient pas été suivies d'effet. Ce qui a été fait en matière de valorisation des biens environnementaux montre pourtant que ceci est possible.

4 – Il faut cependant souligner les inconvénients d'une présentation trop globale de la « monétarisation de l'environnement », qui est source de confusion (et de rejet à la fois des écologistes qui y voient une perte de la dimension éthique de leur concernement pour l'environnement, et de comptables nationaux « puristes » qui se satisfont in fine d'attribuer une valeur nulle à tout ce qui est non marchand... sauf pour l'offre publique où, curieusement le coût des facteurs leur convient).

Les méthodes visées ci-dessus doivent être clairement situées du côté de la « demande », pour en révéler les préférences vis-à-vis d'attributs de qualité. C'est normalement évident pour les évaluations contingentes, mais manifeste aussi pour les modèles hédoniques, au travers de la seconde équation de Rosen.

La connaissance directe de ces paramètres est en effet apparue cruciale au tournant des années 1990, quand les politiques environnementales ont changé d'échelle. En effet, les références utilisées antérieurement sur les coûts marginaux d'évitement, qui avaient permis une certaine optimisation au regard des actions à mener en priorité, se sont alors avérées insuffisantes, la question de l'ambition à fixer aux politiques (ou aux normes) ne pouvant plus être éludée, ni les éventuels effets contradictoires de certaines mesures sur différents enjeux environnementaux.

5 – Ainsi il faut clairement distinguer l'étape de l'évaluation des CAP, de celle de leur incorporation dans un calcul économique, qui doit aussi considérer comment une mesure affecte les différents services fournis, par exemple par un écosystème, à court et à long terme. Ceci requiert alors une analyse dynamique des impacts, si les générations futures sont concernées.

L'analyse de la demande n'est donc qu'un élément de l'analyse d'une mesure ou d'un projet. Il en résulte que l'estimation par méthodes contingentes de valeurs d'existence n'a souvent pas de sens, au delà (peut-être) d'une information (souvent peu fiable) sur une composante altruistique des préférences.

Mais il en va de même pour toute estimation qui n'identifie pas réellement des attributs de qualité (typiquement le respect d'une « directive – cadre » est une notion trop vague à cet égard). De même, il convient de se garder des évaluations contingentes trop directes des mesures dont l'enjeu est sanitaire (ce qui est le cas de beaucoup de politiques environnementales) : dans ce cas, il vaut mieux décomposer alors le côté « demande », pour lequel la « valeur statistique de la vie humaine » est la référence appropriée, et s'astreindre à décrire le côté de « l'offre », c'est à dire ici les expositions.

On retrouve la même distinction à opérer entre la révélation des CAP, et l'évaluation des mesures dans le cas des méthodes hédoniques, la capitalisation estimée à partir des CAP n'étant qu'une composante du surplus quand on est en présence d'imperfections de marché (telles que le subventionnement concomitant du transport routier, lorsque l'on évalue un projet de tramway, par exemple).

La mise en avant de ce côté de l'offre est aussi de nature à résoudre les questions d'agrégation, qui souvent relèvent justement d'une approche globale du marché, et non seulement de la demande, et passe donc par le recours aux notions habituelles pour décrire l'offre (distinction entre marginal et incrémental ou notions d'économies d'échelle et de gamme).

6 – Le fait d’avoir une panoplie diversifiée d’instruments d’évaluation doit être vue comme une richesse, face au défi que représente en soi l’évaluation des biens non-marchands.

Par ailleurs, la situation est ici analogue à ce que l’on a en épidémiologie, où l’on combine différents types d’études (essais aléatoires, études de cohorte, études cas-témoins, études de corrélation), en fonction des impacts à détecter, et des données disponibles pour cela.

Dans ce contexte, il y a cependant une hiérarchie par rapport au golden standard de l’essai aléatoire. En évaluation environnementale, la situation est plus diversifiée : les évaluations contingentes permettant de cibler directement des attributs très précis de la demande, mais à partir de scénarii contingents ; les méthodes hédoniques permettant de remonter aux demandes réelles, mais au risque d’une confusion sur les attributs réellement évalués, et sous des hypothèses « liées » sur le fonctionnement des marchés.

L’expérience accumulée en épidémiologie peut aussi nous fournir des enseignements utiles. En effet :

- dans ce cas, des bonnes pratiques ont systématiquement été développées pour chaque instrument (analogues aux recommandations de Arrow et Solow pour les évaluations contingentes) mais aussi, avec les critères de Bradford et Hill, pour structurer la comparaison de résultats obtenus par des méthodes différentes, en fonction de leur « niveaux de preuve ».
- les tests d’hétérogénéité peuvent aussi être très précieux pour apprécier les conditions de transférabilité.
- enfin, les règles pour la réalisation des calculs coûts-avantages illustrent la distinction opérée ci-dessus entre CAP pour un attribut de qualité, et évaluation d’un traitement pharmaceutique (avec dans ce dernier cas les questions de « traitement de référence » et d’« observance »²², par exemple).

7 – Les évaluations de CAP s’inscrivent bien cependant dans un objectif plus global, qui est de disposer d’un ensemble complet de prix de référence pour évaluer les projets publics et les réglementations.

La France a une longue tradition en ce domaine, qui s’est concrétisée récemment par les rapports Lebègue, Boiteux, Quinet, et Gollier. L’ensemble de ces rapports souligne l’importance de disposer d’autant de valeurs de références que de biens non marchands à considérer. L’ignorer, en confondant par exemple valeur du temps et valeur de la sécurité (comme ce fut longtemps le cas, avant les rapports Boiteux), conduit à limiter drastiquement la pertinence du calcul économique (en l’espèce, cela a sûrement retardé l’émergence de politiques de sécurité routière modernes).

A ce titre, la distinction que recommande le rapport Gollier entre le taux d’actualisation sans risque et le taux à appliquer pour les projets corrélés avec la richesse globale est très précieuse, d’autant qu’elle fournit une formule générale pour prioriser les projets (à espérance identique), entre ceux qui permettent de s’affranchir des aléas défavorables (infrastructures critiques), et ceux qui au contraire tendent plutôt à accroître le risque global.

22 L’observance mesure si un patient sous traitement respecte la posologie de ses médicaments.

8 – Mais l'évaluation des biens environnementaux est encore plus cruciale, car l'enjeu n'est pas seulement les décisions publiques : relever le défi environnemental nécessite d'abord l'établissement de prix écologiques, pour responsabiliser et orienter efficacement les choix de tous les agents. En effet, ces prix écologiques – sous forme d'écotaxes, ou de prix de permis associés à une contrainte globale d'émissions – doivent refléter la règle pigouvienne, de l'égalité au coût marginal des dommages.

9 – Ces valeurs devraient aussi être incorporées dans les comptes nationaux, pour que ceux-ci rendent correctement compte de la richesse créée ou de notre épargne véritable (cf. rapport Stiglitz), en application des résultats démontrés par Arrow, Dasgupta, et Malher.

10 – Il était un projet qui était de disposer des éléments nécessaires sur les préférences et les comportements pour éclairer les politiques environnementales et en tirer le maximum de bénéfices en termes de bien-être social. Grâce au travail considérable, souvent ingrat, qui a été réalisé, la connaissance documentée des consentements à payer pour de nombreux services environnementaux est une réalité maintenant.

Ceci n'empêche pas que ceux-ci devront toujours être améliorés (et ils le pourront si l'on dispose notamment de meilleures données foncières). En effet, il faut non seulement admettre que ces valeurs peuvent évoluer, mais aussi que certaines estimations sont fragiles, d'où l'importance de reconnaître aussi l'apport du processus démocratique en termes de révélation des préférences, malgré ses imperfections propres (à cet égard cf. Maskin-Tirole / Laffont).

Outre le travail que cela représente, le principal obstacle à l'essor de ce projet réside dans l'opposition de tous ceux qui préféreraient imposer leurs préférences plutôt que de contribuer au bien être social conçu comme respectant les préférences. Ce n'est sûrement pas une raison pour renoncer à ce projet, et il faut donc remercier tous ceux qui y contribuent. Ils le méritent. Il le mérite.

Annexe : invitation et programme



Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux

**Le Ministère de l'Écologie, du Développement
durable, des Transports et du Logement**

vous invite au

Séminaire

**Monétarisation des biens, services
et impacts environnementaux**

le 15 décembre 2010
9h00 - 18h00

Grande Arche de la Défense

Le Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable du MEDDTL organise un séminaire sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux. Il s'adresse aux experts et aux praticiens des techniques de monétarisation et intéressera les utilisateurs des valeurs qui en sont issues.

Ce séminaire permettra notamment d'examiner les points méthodologiques à approfondir soulignés dans le rapport du Conseil d'analyse stratégique «Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes», à savoir la question de l'adéquation des méthodes, l'agrégation des valeurs, le transfert et la spatialisation de ces valeurs, et la question du taux d'actualisation et de l'évolution des prix relatifs.

Les questions méthodologiques étant transversales à tous les domaines des politiques environnementales, le séminaire visera à les illustrer sur toutes les thématiques : eau, biodiversité, déchets, risques...



Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux

Inscription préalable obligatoire à l'adresse suivante :
Formation.Ag1.Sdag.Cgdd@developpement-durable.gouv.fr
Clôture des inscriptions le 30 novembre 2010

Pour venir :

En transports en commun
Ministère de l'Ecologie, du Développement durable
des Transports et du Logement
La Défense, Grande Arche, entrée Sud, salle 1

Méto Ligne 1 ou RER ligne A Station « La Défense (Grande Arche) – Sortie B Dôme »
Tramway Ligne T2 La Défense - Issy - Val de Seine Station « La Défense (Grande Arche) »

En voiture:
Possibilité de parking à proximité de l'Arche en Tour Pascal A
(le préciser lors de l'inscription)

Contact :
Vincent Marcus, sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques
Mét : vincent.marcus@developpement-durable.gouv.fr
Tél : 01 40 81 70 89

**Séminaire
Monétarisation des biens, services et impacts environnementaux**

**A l'initiative de
la Sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques
MEDDTL/CGDD/SEEIDD**

Au Ministère de l'écologie, du développement durable, des transports et du logement, **le Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable** (SEEIDD) du Commissariat général au développement durable (CGDD) développe, expertise et diffuse des outils, des méthodes et des instruments économiques destinés à faciliter et à évaluer l'intégration de l'environnement et des démarches de développement durable dans les politiques publiques et privées.

La Sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques y est spécifiquement chargée de développer et de diffuser les méthodes de valorisation économique des biens et services environnementaux, notamment en matière de biodiversité, de patrimoines naturels et d'aménités environnementales. Dans ce cadre, elle a mené des travaux sur l'évaluation des zones Natura 2000, l'acceptabilité des éoliennes, les bénéfices environnementaux du recyclage, l'évaluation économique des zones humides, ainsi que des analyses coûts-bénéfices des mesures de prévention des inondations ou des actions de restauration des eaux souterraines...

Les publications issues des travaux menés par la sous-direction sont accessibles à l'adresse suivante : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Les-dernieres-publications.html>.

Références bibliographiques (sélection)

Donner une valeur à l'environnement : la monétarisation, un exercice délicat, mais nécessaire, C. Lagarenne (dir.), *La Revue du CGDD*, décembre 2010.

Évaluation des impacts économiques directs des pollutions diffuses agricoles sur la qualité de l'eau : un transfert de coûts du secteur agricole vers d'autres secteurs économiques, O. Bommelaer, *Études et Documents*, à paraître.

Conservation et utilisation durable de la biodiversité et des services écosystémiques : analyse des outils économiques, E. Lemaitre, P. Meignien, *Références*, décembre 2010.

Monétarisation des bénéfices environnementaux du recyclage des papiers/cartons et des plastiques, D. Nicklaus, *Études et Documents*, à paraître.

L'évaluation économique des services rendus par les zones humides, un préalable à leur préservation, H. Gaubert, *Le Point Sur* n°62, Septembre 2010.

Les avantages liés à la restauration de milieux aquatiques voisins : la perception des ménages riverains, A. Fleuret, *Études et Documents* n°28, septembre 2010.

L'étude d'impact ex-ante du projet de loi de programme Grenelle 1, D. Nicklaus, O. Teissier, *Le Point Sur* n°37, décembre 2009.

L'acceptabilité sociale des éoliennes - Des riverains prêts à payer pour conserver leurs éoliennes, A. Fleuret, *Le Point Sur* n°12, avril 2009.

Restaurer les eaux souterraines : quels coûts ? quels avantages ? - Cas de la nappe de la craie de l'Artois et de la vallée de la Lys, P. Chegrani, *Études et Documents* n°2, mars 2009.

Commissariat général au développement durable

Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable

Tour Voltaire

92055 La Défense cedex

Tél : 01.40.81.21.22

Retrouvez cette publication sur le site :

<http://www.developpement-durable.gouv.fr/developpement-durable/>

Résumé

Le 15 décembre 2010, la sous-direction de l'Économie des ressources naturelles et des risques du Commissariat général au développement durable a organisé un séminaire d'une journée portant sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux. 14 intervenants – chercheurs, fonctionnaires ou consultants – se sont relayés dans quatre sessions thématiques abordant de nombreux aspects de la question. Le public a été nombreux, rassemblant plus d'une centaine de personnes. Ce séminaire a notamment permis d'approfondir les points méthodologiques soulignés dans le rapport du Centre d'analyse stratégique "Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes (2009) : l'adéquation des méthodes, l'agrégation des valeurs, le transfert et la spatialisation de ces valeurs, le choix du taux d'actualisation et l'évolution des prix relatifs". Ces questions méthodologiques étant transversales à tous les domaines des politiques environnementales, elles ont été illustrées dans toutes les thématiques : eau, biodiversité, déchets, risques...

Abstract

On December, 15, 2010, the Division of natural resources and risk economics (Sous-direction de l'Économie des ressources naturelles et des risques) of the Department of the Commissioner General for Sustainable Development (Commissariat général du Développement durable) held a one-day seminar about the monetization of environmental goods, services and impacts. 14 participants - researchers, officials and consultants - took turns in four thematic sessions addressing many aspects of the issue. The audience was numerous, comprising more than one hundred people. This seminar has made it possible to deepen the methodological issues highlighted in the report of the Centre for strategic analysis (Centre d'analyse stratégique) "Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes" (2009), "The appropriateness of the methods, the aggregation of values, the transfer and spatial distribution of values, the choice of a discount rate and the evolution in relative prices". These methodological issues are transversal to all aspects of environmental policy and hence they have been treated in all areas covered by the sub-directorate : water, biodiversity, waste, risks...



Dépôt légal : Octobre 2011
ISSN : 2102 - 4723