

Études & documents

Monétarisation des biens et services environnementaux

*Quelles utilisations pour les politiques
publiques et les décisions privées ?*

Actes du séminaire 13 décembre 2012

n° 98

Novembre

2013

ÉCONOMIE ET ÉVALUATION



Collection « Études et documents » du 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 et services environnementaux : quelles utilisations pour les politiques publiques et les décisions privées ?
Actes du séminaire du séminaire 13 décembre 2012
- Directeur de la publication : Xavier Bonnet
- Rédaction : La rédaction de ce rapport a été coordonnée par Tedjani **Tarayoun** avec le concours de l'ensemble de la sous-direction de l'économie des ressources naturelles et des risques.
- Date de publication : Novembre 2013

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.

Sommaire

Contexte	3
Editorial Christine LAGARENNE.....	5
Atelier n°1 : L'évaluation économique des services écosystémiques	7
Aleksandar RANKOVIC et Raphaël BILLE – Les utilisations de l'évaluation économique des services écosystémiques : un état des lieux	8
Nicolas PASCAL – Un retour d'expériences sur 5 exercices d'évaluation économique des récifs coralliens et leurs impacts dans la décision publique	13
Philippe PUYDARRIEUX – Des valeurs et des évaluations : pour quels objectifs ?.....	16
Violaine BERGER – L'évaluation économique des services écosystémiques comme aide à la décision pour les entreprises.....	21
Mathieu TOLIAN – La valorisation des externalités positives des services d'eau potable et d'assainissement : vers un nouveau modèle économique pour l'eau.....	23
Atelier n°2 : Calcul socio-économique et décision publique	27
David MEUNIER et Géraldine DUCOS – Un cadre de référence pour l'évaluation des effets externes dans la décision publique : les travaux de la commission Quinet sur l'évaluation des projets	28
Muriel ECHEVERRY et Fabien DURR – La prise en compte de la biodiversité dans l'évaluation des projets d'infrastructure.....	30
Simone SCHUCHT – Coûts et bénéfices des politiques de réduction de la pollution atmosphérique : Le programme CAFE au service de la stratégie européenne sur la pollution de l'air.....	34
Atelier n°3 : Evaluation et instruments économiques	37
Frédéric HEDOUIN – Du coût environnemental de la gestion du cycle de vie des piles à l'éco-contribution : la démarche d'un éco-organisme.....	38
Marguerite-Marie LARROQUE – Investir à l'amont ou à l'aval des captages : quels enjeux et quelles priorités pour l'eau potable ? Le retour d'expérience d'Eau de Paris	42
Laurent BELLET – Valorisation de l'eau en Durance : économiser l'eau pour optimiser l'efficacité des usages et réduire leurs contraintes.....	44
Christoph MOCKLINGHOFF – Les produits d'assurance face aux risques d'atteintes à la biodiversité.....	46
Atelier n°4 : Limites et complémentarités de l'évaluation économique	49
Hélène Gaubert – Valoriser sans monétariser : les méthodes d'équivalence pour la mise en œuvre de la loi responsabilité environnementale (LRE).....	50
Natacha Crespin – Dépasser l'analyse coût-bénéfice : l'analyse multicritères, un outil d'aide à la décision des mesures de prévention des inondations	52

Contexte

Le Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, au sein du Commissariat général au développement durable, a pour mission de développer et diffuser les méthodes de valorisation économique des politiques, régulations, biens et services environnementaux, sur la biodiversité, les patrimoines naturels et aménités environnementales. C'est à ce titre qu'il a organisé le 13 décembre 2012 la troisième édition du séminaire sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux.

Le premier séminaire organisé en 2010 avait permis de faire le point sur les problématiques méthodologiques de la valorisation économique des biens et services environnementaux. La seconde édition, organisée en 2011, a été l'occasion d'aborder la mise en œuvre des méthodes de monétarisation à travers la présentation d'études de cas et de leurs résultats. Cette troisième édition a permis d'examiner la question de l'utilisation des valeurs issues de ces méthodes, aussi bien dans les politiques publiques que dans les décisions des acteurs privés, et de leurs finalités.

Ce séminaire sur la monétarisation réunit chaque année aussi bien des experts et des praticiens des techniques de monétarisation que des utilisateurs des valeurs qui en sont issues. Il permet de rassembler et de faire dialoguer des représentants du monde académique, les personnels des administrations et les acteurs privés concernés par ces problématiques.

Context

Within the General Delegation for Sustainable Development, the Department for Economic Analysis, Assessment and Sustainable Development Integration is in charge of developing and promoting the economic valuation of policies, regulations, environmental goods and services, related to biodiversity, natural assets and environmental amenities. On December, 13th, 2012, this department held the third annual conference on monetary valuation of environmental goods, services and impacts.

The first one, held in December 2010, was devoted to the methodological issues related to economic valuation of environmental goods and services. The second edition was the opportunity to address the implementation of those methods through presentations of case studies and their results. The third edition was devoted to the use of monetary values in broad policy-making processes, both in public and private sector.

Those conferences are aimed at experts and practitioners of monetary valuation techniques as well as at users of the values produced. They provide a place to gather and facilitate dialogue between representatives from universities, government agencies and private sector concerned by these issues.

Editorial

Christine LAGARENNE

Sous-directrice de l'Économie des ressources naturelles et des risques

La monétarisation des biens et services environnementaux est un exercice qui peut aider à illustrer la richesse de la biodiversité, des ressources naturelles ou d'un environnement sain ; elle peut servir à convaincre de l'intérêt de la mise en œuvre des politiques de développement durable puisque leurs bénéfices sont souvent non marchands. Elle peut aussi, parfois, guider l'élaboration de politiques de préservation des biens et services environnementaux au travers de l'évaluation de leurs coûts et bénéfices. C'est donc un moyen pour orienter les politiques publiques et les comportements des acteurs privés vers une meilleure prise en compte de l'environnement dans leurs choix.

En 2011, la deuxième édition du séminaire sur la monétarisation avait été l'occasion de se pencher sur la mise en œuvre des méthodes de monétarisation dans différents domaines : les écosystèmes agricoles et forestiers, les services rendus par les zones humides, la prise en compte des habitats, des milieux et de la biodiversité dans les analyses socio-économiques et le traitement des déchets.

Cette troisième édition du séminaire, en décembre 2012, a réuni près de 150 personnes, issues des établissements publics, de centres de recherche, des administrations, ou encore de grandes entreprises ou de cabinets d'études... Elle s'est axée sur l'utilisation des valeurs issues de ces méthodes dans les politiques publiques et dans les décisions des acteurs privés :

- L'utilisation de l'évaluation économique des services écosystémiques, dans la sphère publique et dans l'entreprise. Raphaël **Bille** et Alexandre **Rankovic** en dressent un état des lieux, Philippe **Puydarrieux** précise le cadre conceptuel à adapter en fonction de l'objectif. Nicolas **Pascal** et Mathieu **Tolian** illustrent l'utilisation de l'évaluation par des études de cas (respectivement, les récifs coralliens et un champ captant et un estuaire). Violaine **Berger** présente un guide méthodologique mis à disposition d'entreprises.
- L'utilisation des valeurs dans le cadre du calcul socio-économique. Géraldine **Ducos** et David **Meunier** font le point sur les travaux de la mission Quinet. Muriel **Ecthverry** présente une étude exploratoire appliquée aux services écosystémiques et Simone **Schucht** montre comment la stratégie européenne sur la pollution de l'air s'appuie sur la valorisation de ses impacts sanitaires.
- Le recours à l'évaluation monétaire dans le cadre de la mise en place d'instruments économiques. Frédéric **Hedouin** précise la façon dont la monétarisation des impacts environnementaux des piles et accumulateurs usagers a été prise en compte dans la modulation de leur barème d'éco-contribution. Marguerite-Marie **Laroque** et Laurent **Bellet** témoignent du recours de leur entreprise à des instruments économiques pour une meilleure gestion de la qualité de l'eau, instruments calibrés sur des coûts marchands, ce qui élargit le séminaire à d'autres méthodes d'évaluation.

Comme l'a souligné en conclusion Michel **Badré**, président de l'Autorité environnementale, les méthodes de monétarisation permettent de mieux intégrer les coûts environnementaux dans les choix des acteurs, mais elles doivent encore gagner en lisibilité et en robustesse pour que les décideurs se les approprient davantage. Des secteurs professionnels sont également en attente de méthodologie adaptée à leur problématique, comme en témoigne Christophe **Mocklinghoff** au sujet des produits d'assurance. Hélène **Gaubert** apporte une réponse, via la présentation de méthodes d'équivalence pour la mise en œuvre de la loi responsabilité environnementale. Cette méthode d'évaluation ne va pas jusqu'à la monétarisation, elle lui est complémentaire, tout comme l'analyse multicritères complète l'analyse coûts-bénéfices ; illustration en est donnée par Natacha **Crespin** dans le domaine des mesures de prévention des inondations.

La quatrième édition du séminaire, en 2013, poursuivra ce partage d'expérience et d'information, en montrant comment les nouveautés méthodologiques viennent en appui à la décision.



Atelier n°1 : L'évaluation économique des services écosystémiques

Aleksandar RANKOVIC et Raphaël BILLE – Les utilisations de l'évaluation économique des services écosystémiques : un état des lieux

Aleksandar RANKOVIC est diplômé en affaires internationales (IEP de Paris), en biologie et en sciences de l'environnement (Université Pierre et Marie Curie). Il réalise actuellement une thèse de doctorat en écologie au laboratoire Bioemco (unité mixte UPMC – CNRS – INRA – IRD – ENS – AgroParisTech – UPEC) dans l'équipe « Biodiversité et Fonctionnement des Écosystèmes » située à l'École Normale Supérieure. Ses travaux portent principalement sur les écosystèmes en milieu urbain et il s'intéresse également aux liens entre recherches en écologie et gestion environnementale.

Raphaël BILLE est diplômé en aménagement du territoire et en économie et est titulaire d'un doctorat de gestion de l'environnement (AgroParisTech). Il dirige depuis 2006 les programmes et équipes Biodiversité et Adaptation au changement climatique de l'Institut du Développement Durable et des Relations Internationales (IDDRI – Sciences Po). Ses domaines de prédilection concernent la gestion des zones côtières, l'économie et la gouvernance internationale de la biodiversité ainsi que l'analyse des processus de décision en matière d'environnement.

L'utilisation des évaluations économiques comme problématique centrale

De grands espoirs semblent placés dans la monétarisation pour améliorer les décisions relatives à la biodiversité et aux écosystèmes, et ce de manière récurrente depuis de nombreuses années. Que ce soit par exemple chez l'économiste A. Randall, qui affirmait en 1988 que « la meilleure façon de protéger la biodiversité [était] de lui affecter une valeur économique » (Randall, 1988), chez les écologues J. Myers et J. Richert pour qui « l'on ne protège pas ce qu'on ne valorise pas » (« *we don't protect what we don't value* », la valeur étant entendue comme économique chez les deux auteurs ; Myers et Richert, 1997) ou plus récemment chez Pavan Sukhdev pour qui « l'économie des écosystèmes et de la biodiversité peut contribuer de façon décisive à la sauvegarde de la biodiversité » (The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2009), le constat semble unanime quant à l'utilité, voire l'obligation pragmatique, de recourir à l'étalon monétaire pour parvenir à stopper la dégradation des écosystèmes et l'érosion de la biodiversité.

Pourtant, le caractère évident de cette intégration effective de la monétarisation et de sa contribution, prépondérante et systématique, aux processus de décision suscite des réserves, notamment chez certains économistes. Claude Henry, par exemple, a mis en évidence, dès les années 80, la dimension négociée des évaluations économiques environnementales liées aux grands projets d'infrastructures (Henry, 1984, 1989). G. Heal, en 2000, souligne que « l'évaluation économique n'est ni nécessaire ni suffisante pour la conservation. Nous conservons beaucoup de choses que nous n'évaluons pas, et ne conservons pas de nombreuses choses que nous évaluons » (Heal, 2000). L'étude présentée ici, dont les résultats sont regroupés dans Laurans et al. (2013), part ainsi de l'hypothèse que la monétarisation, en ce qui concerne les prises de décision impactant les écosystèmes et la biodiversité, n'est pas suffisante en soi : pour apporter des « contributions décisives », elle doit être effectivement utilisée dans la prise de décision.

L'approche choisie a été la réalisation d'un état de l'art structuré autour de deux grandes questions :

1. Quelles sont les utilisations attendues des évaluations économiques des services écosystémiques dans la littérature ?
2. De quelle manière cette question est-elle traitée par la littérature ?

Le principal résultat a été la mise au jour d'un paradoxe : alors que de nombreuses utilisations sont attendues des résultats des exercices de monétarisation, au point qu'elles constituent leur raison d'être, cette question précise de l'utilisation est très peu abordée par la littérature : il semble exister un véritable point aveugle sur la question.

Une typologie synthétique des utilisations attendues par la littérature et un état des lieux du traitement de l'utilisation

La revue de littérature a été construite en trois étapes. En premier lieu, une base de données d'articles publiés dans des revues à comité de lecture a été constituée. Les articles ont été rassemblés à partir de recherches menées à l'aide d'une sélection de mots-clés sur *Web of Science* (sur ses trois indexes de citation) ainsi que *Scopus*. Plus de 5 000 articles ont été rassemblés au total. La seconde étape a consisté à rechercher, dans cette collection d'articles ainsi que dans une sélection d'articles issus de la littérature grise, les articles proposant des typologies d'usages attendus pour la monétarisation. Enfin, une analyse quantitative des tendances de la littérature concernant (i) la manière dont l'utilisation est abordée et (ii) les catégories d'utilisation envisagées, a été menée sur un sous-échantillon de 313 articles.

Une typologie des utilisations attendues par la littérature a été constituée à partir de l'analyse d'un ensemble d'articles de cadrage (Navrud et Pruckner, 1997 ; Pearce et Seccombe-Hett, 2000 ; OCDE, 2001 ; OCDE, 2002 ; NRC, 2005 ; SCBD, 2007 ; Liu et al., 2010). On y distingue trois grandes catégories d'utilisations.

L'évaluation décisive : cette première catégorie concerne les cas où l'évaluation permet *une* prise de décision en particulier. Dans ce cas, on peut la voir comme participant à un processus par lequel un choix est opéré, *ex ante*, par un décideur, qui fait face à des options alternatives. Ces options peuvent par exemple concerner une future infrastructure dont on procède à l'analyse coûts-bénéfices, ou bien une politique, sous la forme d'une proposition de réglementation à examiner.

L'évaluation technique : pour le réglage technique d'un instrument ou d'une politique (déjà décidée). Cette deuxième catégorie concerne les cas où l'évaluation s'applique *après* un choix de politique ou de projet, pour permettre le réglage de l'instrument économique qui mettra en œuvre la décision. Le cas des mécanismes de paiements pour services environnementaux, par lesquels les bénéficiaires des services rémunèrent leurs fournisseurs, en est en principe emblématique.

L'évaluation informative : l'évaluation peut aussi être considérée, non plus dans un rôle décisif, ni technique, mais comme un moyen d'information destiné à influencer de manière plus ou moins diffuse sur *la* décision, prise comme un ensemble indéterminé. Dans ce cas, l'évaluation n'est pas attendue pour déterminer un choix dans le cadre d'une décision particulière, mais pour alimenter la réflexion, modifier les points de vue, démontrer l'intérêt de certaines options politiques générales. Les fameux travaux de Costanza et al. (1997) évaluant la valeur des services écosystémiques à l'échelle de la planète illustrent parfaitement cette catégorie.

Ceci posé, comment la littérature traite-t-elle de la question de l'utilisation ? Nous avons distingué trois grands modes de traitement de la question de l'utilisation par la littérature : la simple évocation de l'utilisation, où les auteurs se contentent d'évoquer (souvent en introduction et/ou conclusion) que les évaluations monétaires (celles qu'ils présentent ou en général) pourraient avoir tel ou tel usage ; l'analyse, où les auteurs s'intéressent principalement à la question de l'utilisation des valeurs monétaires produites : par quelles parties prenantes, dans quels contextes, pour quel but et quels résultats, etc. ? ; enfin, la documentation des cas d'utilisation, ou des études de cas suivant précisément la manière dont les résultats d'évaluations monétaires sont utilisés par différentes parties prenantes. À partir des catégories d'utilisations évoquées plus haut et de ces modes de traitement, nous avons quantifié dans notre sous-échantillon de 313 articles le nombre d'articles pour chaque combinaison de catégorie et de traitement (Figure 1).

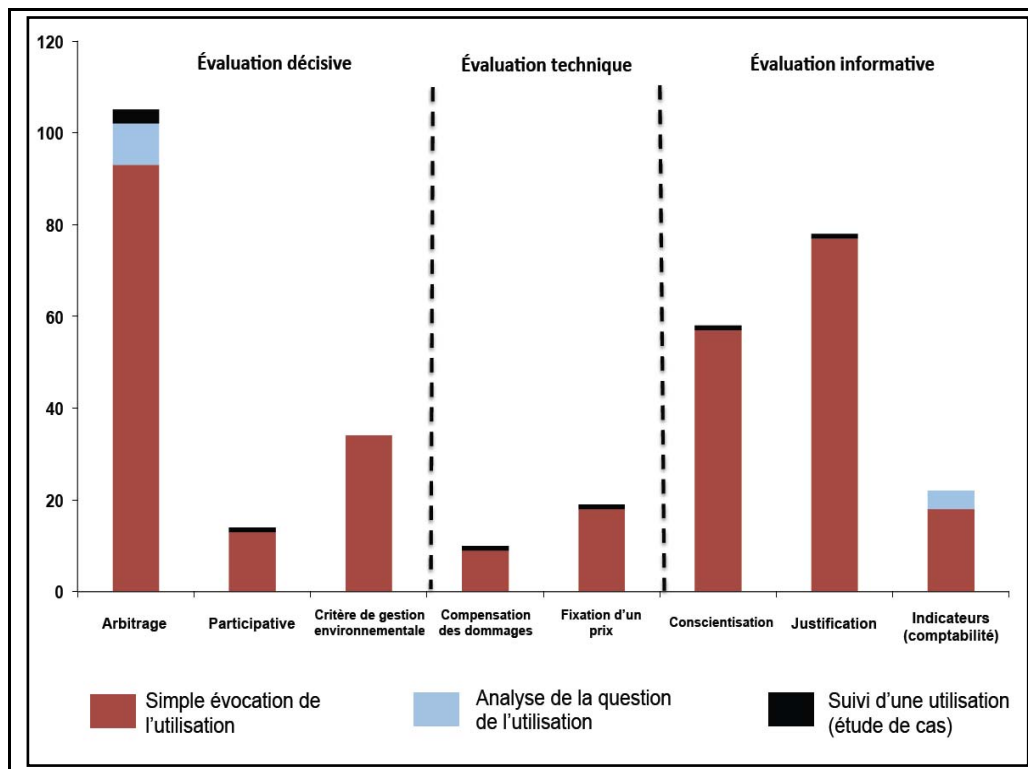


Figure 1 - Répartition du nombre d'articles du sous-échantillon en fonction des catégories d'utilisations envisagées et du mode de traitement de la question de l'utilisation (modifié d'après Laurans et al., 2013)

Le résultat principal de cette analyse est que le mode de traitement principal de la question de l'utilisation est la simple évocation. Seulement trois articles de notre sous-échantillon étaient centrés sur des études de cas, et seulement cinq autres cas d'utilisations ont été rapportés dans le reste des articles.

La question de l'utilisation est étonnamment peu présente dans la littérature sur la monétarisation des services écosystémiques et, lorsque présente, elle ne reçoit généralement pas plus d'attention qu'une simple évocation (référence des auteurs à une utilisation attendue, proposée ou souhaitée). Il semble donc exister un véritable point aveugle de la littérature sur la question, et ce alors même qu'une grande variété d'utilisations est envisagée et semble en tout cas plausible en théorie. Quelles explications avancer, et avec quelles conséquences ?

Origines possibles du point aveugle et conséquences en termes de recherche

Afin d'expliquer le point aveugle observé, nous nous sommes appuyés sur deux grandes familles d'hypothèse : soit il y a plus d'utilisation en pratique que rapporté dans la littérature étudiée, soit l'utilisation est effectivement rare. Ces deux familles et leurs conséquences en termes de recherche sont regroupées dans la Figure 2.

Catégories d'hypothèses	Hypothèses	Perspectives de recherche
Problème de littérature	Cas invisibles	Créer un champ de recherche
	Agenda de recherche	
	Inadéquation disciplinaire	
	Non scientificité	N/A
Peu d'utilisation	Imprécision	Perfectionner les méthodes
	Inadéquation	
	Coût	
	Manque de culture économique	Modifier le contexte
	Cadre légal	
	Stratégies politiques	

Figure 2 - Familles d'hypothèses expliquant le point aveugle et perspectives de recherche associées

Concernant la première famille d'hypothèses, une première possibilité concerne l'invisibilité potentielle des cas d'utilisation. Par exemple, il peut y avoir un décalage temporel entre le moment où la monétarisation est réalisée et le moment où son résultat est effectivement utilisé par des acteurs. Par ailleurs, dans le cas de l'utilisation informative, celle-ci étant plus diffuse, les cas d'utilisation avérée sont plus difficilement observables. Toutefois, étant donné l'ancienneté des pratiques de monétarisation dans le domaine de l'environnement (même dans le secteur des services écosystémiques, qui paraît émergent mais qui a déjà au moins quinze ans d'ancienneté), il apparaît peu probable que l'invisibilité aurait persisté si un effort de recherche s'y était consacré. Ceci amène au second point : il est fort vraisemblable que la question de l'utilisation n'ait en fait que très peu été portée à l'agenda de recherche. La plupart des travaux des économistes sur la question n'aborde que très peu la question de l'utilisation et il faut plutôt se tourner vers d'autres sciences humaines et sociales (sciences de gestion, sciences politiques, sociologie, anthropologie, psychologie etc.) qui étudient plus directement les processus de décision. Toutefois, même si nos références étaient majoritairement composées de travaux d'économistes, de nombreuses autres disciplines étaient représentées mais nous n'avons malgré tout pas trouvé plus de travaux traitant de la question de l'utilisation des évaluations économiques.

Concernant la seconde famille d'hypothèses, la littérature liste plusieurs facteurs qui pourraient expliquer qu'il y a moins d'utilisations en pratique qu'attendu. D'une manière générale, il s'agirait d'une part de perfectionner les méthodes d'évaluations, dont les imprécisions, l'inadéquation par rapport aux besoins des décideurs ou encore les coûts de réalisation seraient autant d'obstacles à leur utilisation dans la décision. L'attention est ici portée à l'ajustement des techniques d'évaluation : il s'agit de perfectionner l'outil et les méthodes. D'autre part, le manque de culture économique des décideurs (qui ne comprendraient donc pas les évaluations monétaires), le manque d'obligations légales à procéder à des évaluations économiques en matière d'environnement, ou encore un comportement stratégique des décideurs qui auraient des réticences face à la transparence apportée par les évaluations économiques, sont considérées comme des causes probables d'un déficit de prise en compte des évaluations économiques et invitent donc à modifier, non pas l'outil, mais le contexte de son utilisation (former les décideurs, changer les lois, exiger la transparence etc.).

Si une attention sur l'outil en lui-même et son contexte d'utilisation sont vraisemblablement souhaitables (et il existe, sur le premier aspect, de très nombreux travaux), il nous semble toutefois important d'insister sur le fait qu'une meilleure adéquation des évaluations économiques des services écosystémiques à ce à quoi elles sont censées servir en pratique – aider à améliorer les décisions impactant les écosystèmes et la biodiversité – doit d'abord passer par un suivi, sur les terrains où elle sont employées, de la manière dont elles s'intègrent dans les processus collectifs qui mènent à la décision. Or, c'est justement le point aveugle que nous avons identifié, et il nous semble donc urgent de mettre cette question encore trop ignorée au cœur de l'agenda de recherche.

Conclusion : Documenter, enfin, la vie sociale des évaluations économiques

Comme rappelé en introduction, beaucoup d'espoirs semblent placés dans les évaluations économiques pour ralentir la dégradation des écosystèmes et l'érosion de la biodiversité. Néanmoins, pour qu'elles améliorent les décisions les impactant, ces monétarisations doivent dans les faits être utilisées.

Or, la littérature traite très peu de cette question, pourtant clé, alors même qu'une grande diversité d'utilisations y est envisagée. Que les évaluations soient véritablement utilisées ou non, qu'elles pèsent dans le sens de la conservation ou non, nous n'en savons collectivement que peu de choses. Il semble en tous cas urgent d'objectiver ces questions et d'insérer les retours du terrain dans les réflexions et débats. Cela passe par la multiplication des études de cas visant à documenter la « vie sociale » des évaluations économiques des services écosystémiques : qui participe à leur élaboration, par qui sont-elles utilisées, dans quel contexte, dans quel but et pour quels résultats ?

Références

- Costanza, R., d'Arge, R., de Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R., Paruelo, J., Raskin, R., Sutton, P., van den Belt, M., 1997. *The value of the world's ecosystem services and natural capital*. *Nature* 387, 253-260.
- Heal, G., 2000. *Valuing ecosystem services*. *Ecosystems* 3, 24-30.
- Henry, C., 1984. *La micro-économie comme langage et enjeu de négociation*. *Revue Économique* 35, 177-198.
- Henry, C., 1989. *Investment projects and natural resources: economic rationality in Janus' role*. *Ecological Economics* 1, 117-135.
- Laurans, Y., Rankovic, A., Billé, R., Pirard, R., & Mermet, L., 2013. *Use of ecosystem services economic valuation for decision making: Questioning a literature blindspot*. *Journal of Environmental Management* 119, 208-219.
- Liu, S., Costanza, R., Farber, S., Troy, A., 2010. *Valuing ecosystem services e theory, practice, and the need for a transdisciplinary synthesis*. *Annals of the New York Academy of Sciences* 1185, 54-78.
- Myers, J.P., Reichert, J.S., 1997. *Perspectives on nature's services*. In: Daily, G.C. (Ed.), *Nature's Services. Societal Dependence on Natural Ecosystems*. Island Press, Washington D.C.
- Navrud, S., Pruckner, G.J., 1997. *Environmental valuation – to use or not to use?* *Environmental and Resource Economics* 10, 1-26.
- NRC, 2005. *Valuing Ecosystem Services: Towards Better Environmental Decision Making*. National Academies Press, Washington D.C.
- OCDE, 2001. *Valuation of Biodiversity Benefits: Selected Studies*. OECD Publications, Paris, 181 pp.
- OCDE, 2002. *Handbook of Biodiversity Valuation: a Guide for Policy-makers*. OECD Publications, Paris, 162 pp.
- Pearce, D., Seccombe-Hett, T., 2000. *Economic valuation and environmental decision-making in Europe*. *Environmental Science & Technology* 34, 1419-1425.
- Randall, A., 1988. *What mainstream economists have to say about the value of biodiversity*. In: Wilson, E.O. (Ed.), *Biodiversity*. National Academy Press, Washington, DC, pp. 217-223.
- SCBD, 2007. *An Exploration of Tools and Methodologies for Valuation of Biodiversity and Biodiversity Resources and Functions*, Technical Series n 28, Montreal, Canada, 71 pp. <http://www.cbd.int/doc/publications/cbd-ts-28.pdf>
- TEEB, 2009. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity for National and International Policy Makers*. Summary: Responding to the Value of Nature. <http://www.teebweb.org/>

Nicolas PASCAL – Un retour d'expériences sur 5 exercices d'évaluation économique des récifs coralliens et leurs impacts dans la décision publique

Nicolas PASCAL, docteur en sciences de la mer, est économiste de l'environnement, chercheur associé au CRIOBE. Ses principaux domaines d'expertise sont l'évaluation économique des services écosystémiques des récifs coralliens ainsi que la finance de la conservation.

Cette présentation s'appuie sur les résultats des études économiques menées pendant la période 2008-2011 dans le Pacifique Sud, sur les conclusions de l'atelier international « Investing in coral reef : is it worth it ? » (Nouvelle-Calédonie, 2011) ainsi que sur l'article « Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific: taking stock of recent experience » (Laurans et al, 2013. Economic valuation of ecosystem services from coral reefs in the South Pacific: taking stock of recent experience. Journal of Environmental Management 116 (2013) 135-144.).

Les récifs coralliens offrent de nombreux services écosystémiques dont les principaux sont la pêche (commerciale, de loisir, vivrière, hauturière et aquaculture), le tourisme (sous-marin, nautique et plaisance), la protection contre la houle, la bio-prospection et le support pour la recherche et l'éducation. Ils génèrent à ce titre des bénéfices à la fois marchands et non-marchands qu'il convient d'intégrer dans les processus de prise de décision. Ce retour d'expériences met en perspective les utilisations potentielles et réelles de l'évaluation économique des récifs coralliens dans la décision publique.

Qui a demandé les études et quels usages devaient en être fait ?

Les valeurs monétaires issues des évaluations économiques des récifs coralliens devaient être mobilisées soit en tant que données clefs pour sensibiliser et convaincre les acteurs locaux de prendre en compte les récifs coralliens dans leurs décisions, soit en tant qu'outils permettant de trouver du financement. Ces finalités se déclinent comme suit, en fonction de l'organisme à l'origine de l'étude :

- Pour **les agences de l'environnement**, il s'agissait de disposer d'un outil de communication pour obtenir plus de budgets et de support en informant les décideurs politiques sur l'importance économique des écosystèmes. A un niveau plus technique, les études devaient permettre aussi d'intégrer les résultats dans des outils de planification urbanistique et du littoral (Schéma d'aménagement régional, Plan d'occupation des sols) ou de mettre en place des régulations spécifiques telles que l'interdiction d'engins de pêche destructeurs ou des mesures de compensations d'impacts de projets.
- Les études demandées par **les banques de développement** avaient vocation à identifier les principaux secteurs d'activités favorisés par les réserves marines, mesurer les bénéfices observés et analyser les possibilités d'autofinancements partiels de la gestion côtière.
- L'objectif **des gestionnaires des Aires marines protégées (AMP)** était principalement de calibrer des sources de financement autres que publiques.

Questionnement de gestion	Qui demande ?	Message principal	Pays
Importance économique des récifs coralliens	ONG/Institut de recherche	Support de la part des usagers locaux pour la « conservation » (valeur d'existence et de legs)	Fidji
Valeurs des récifs coralliens pour les communautés locales	Agences environnementales	Importance économique des SE (% PIB), bénéficiaires	Nouvelle Calédonie, Polynésie Française
Appuyer les AMP comme outil de développement ?	Banques de développement	Retour sur investissement positif, bénéficiaires	Vanuatu et Fidji
Impact potentiel de la conservation	Agences environnementales	Quels sont les gains potentiels de protéger x% des récifs	American Samoa
Quels sont les coûts de gestion des AMP ? Les pistes de financements ?	Agences environnementales et gestionnaires AMP	Plan de financement	Polynésie Française
Pertes pour Kiribati de l'usage d'engins de pêche destructifs	Département des pêches	Régulation de pêche	Tarawa, Kiribati
Importance économique du requin citron	Agences environnementales	Régulation de pêche	Polynésie Française

Typologie des études de monétarisation des récifs coralliens selon plusieurs critères

Principales utilisations par site (analyse *ex-post*)

En **Nouvelle-Calédonie**, l'évaluation économique des récifs coralliens a permis de défendre une allocation budgétaire supérieure pour l'environnement marin. L'étude a permis aussi de calibrer des compensations pour impact mineur (sans étude d'impacts) sur les écosystèmes.

Au **Vanuatu**, l'analyse coûts-avantages des AMP a permis d'assimiler les AMP comme un outil d'aide au développement. Les ministères locaux ont renforcé leur soutien aux AMP communautaire (pêche, environnement).

Les estimations des coûts et des avantages de la pêche destructrice à **Kiribati** ont permis une réglementation de la pêche spécifique et une sensibilisation au niveau local.

D'autres impacts ont été plus diffus : les résultats ont été incorporés dans différents supports de communication (ONG, rapports officiels, note de synthèse, etc.), ne permettant pas formellement de déterminer si ce qui a été transmis a eu l'impact attendu.

Conclusions

La plupart des évaluations ont été utilisées comme outils de communication par les pouvoirs publics et les organisations non gouvernementales avec une efficacité très variable. Les principales limites des études se situent sur leurs impacts au niveau décisionnel : bien qu'il y ait eu des utilisations effectives, les impacts ont en général été moins importants qu'escompté.

Le retour d'expérience montre que l'impact est plus visible dans les décisions si des arbitrages précis doivent être effectués. C'est le cas de la régulation d'une pêche et plus généralement lorsque deux stratégies sont clairement identifiées.

Pistes d'action

Développer l'évaluation économique comme outil de décision en ciblant les attentes de la part des décideurs : quels arbitrages sont attendus précisément ? Qui doit être informé et pourquoi (plus de budget, plus de régulation) ?

Développer des stratégies de communication pour chacune des évaluations économique selon l'audience : décideurs internationaux et locaux, planificateurs, ONG, scientifiques, formeurs d'opinion ou grand public.

Engager des actions permettant de trouver du financement non-public. Les études ont permis de lancer des projets pour générer d'autres financements (opérateurs touristiques, privés, etc.).

Au niveau scientifique, certains manques de connaissance doivent être comblés (distribution spatiale des processus écosystémiques, difficulté de refléter la durabilité des usages effectifs et des usages potentiels, transfert de résultats localement).

Philippe PUYDARRIEUX – Des valeurs et des évaluations : pour quels objectifs ?

Philippe PUYDARRIEUX est ingénieur des Ponts, des Eaux et des Forêts. Il est l'adjoint au chef du bureau des biens publics globaux au sein du Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie.

Cette présentation repose sur les réflexions menées dans le cadre du groupe de travail « Mapping and assessment of ecosystems and their services » (MAES) mis en place par la Commission européenne, du lancement de l'évaluation française des écosystèmes et des services écosystémiques (projet EFES) et des travaux de la Commission Quinet sur l'évaluation socio-économique des investissements (Commissariat général à la stratégie et à la prospective, 2012-2013).

L'engagement de programmes d'évaluation des services écosystémiques à l'échelle internationale, européenne, nationale, voire locale, repose sur la volonté d'améliorer et de piloter les politiques et les actions de conservation et de restauration de la biodiversité.

Avec les travaux de Costanza et al. (1997), puis du processus TEEB (*The Economics of Ecosystems and Biodiversity, 2010*), la monétarisation des services rendus par les écosystèmes est apparue comme un outil prometteur de sensibilisation et d'intégration des valeurs des services écosystémiques dans les processus décisionnels publics et privés. Toutefois, le développement d'un tel outil suscite manifestement les questions suivantes :

- Pour quels usages cet outil est-il susceptible d'être mobilisé ? Autrement-dit pourquoi a-t-on besoin de valeurs monétaires des services écosystémiques voire, des écosystèmes ?
- Quel type d'évaluation répond à quel besoin de valeurs ?
- Quel modèle conceptuel convient-il de développer pour quel type d'évaluation ?

Des valeurs monétaires des services écosystémiques : pour quels usages ?

The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB, 2010) postule que la protection de la biodiversité et des services écosystémiques repose sur la reconnaissance de leur valeur par la société et les décideurs qu'ils soient publics ou privés, de niveau national ou de niveau local. Lorsque la valeur de la biodiversité ou des services rendus par l'écosystème n'est pas reconnue, comme c'est souvent le cas pour des services ne faisant l'objet d'aucun échange marchand (par exemple, service de pollinisation, service de régulation de la qualité de l'eau), l'évaluation économique va chercher à la prouver. Enfin, lorsqu'il est possible pour certains services écosystémiques de disposer d'une valeur monétaire, il est alors envisageable d'utiliser cette valeur pour construire des instruments permettant de maintenir voire de restaurer l'écosystème et la biodiversité.

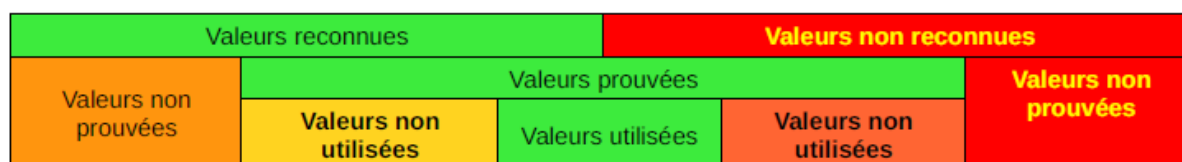


Figure 1 – Valeurs reconnues, prouvées, utilisées (Source : adaptée de TEEB, 2010)

La production de valeurs monétaires de biens et de services environnementaux peut a priori servir une gamme étendue et variée de besoins :

- calibrer des dispositifs de garantie, ou évaluer des dommages ;
- sensibiliser tant la société civile que les décideurs à la valeur « invisible » de certains services rendus par les écosystèmes ;
- éclairer des choix d'options de projets ou de politiques dans le cadre d'évaluations *ex ante* ;
- justifier ou expliciter des décisions dans le cadre d'évaluations *ex post* ;
- intégrer dans les systèmes de comptabilité des modifications apportées à la valeur de certains services environnementaux ;
- contribuer au maintien des services écosystémiques par la mise en œuvre de systèmes de paiements (par exemple : Paiement pour services écosystémiques ou PSE) dont la construction pourrait reposer sur une mesure de leur coût de maintien.

Valeur des services écosystémiques et valeur des coûts de maintien : comment choisir entre ces deux approches de l'évaluation monétaire ?

Pour répondre à ces différents besoins de valeurs relatives aux écosystèmes, le praticien peut mobiliser l'une ou l'autre des deux approches suivantes :

- calculer le coût de maintenance ou de restauration des services écologiques,
- calculer la valeur des services fournis par l'écosystème.

Levrel et al. (2012) présentent d'une manière synthétique les caractéristiques respectives de ces deux approches (Figure 2).

	Coût de maintenance des services écologiques	Valeur des services écologiques
Principe général	Quel est le coût des mesures positives pour l'environnement que l'on doit consentir pour restaurer et maintenir les services écologiques ?	Quelle est la valeur monétaire des pertes ou des gains de bien-être associés aux évolutions des services écologiques ?
Champ d'application principal	Réglementation autour de la responsabilité environnementale	Analyse financière pour la gestion de projet
Évaluation des coûts	Coûts comptables	Coûts d'opportunité
Cible	L'environnement naturel en premier lieu et, indirectement à travers lui, le bien-être des acteurs bénéficiant de cet environnement	Le bien-être des acteurs subissant des externalités négatives
Échelle économique	Macroéconomique (valorisation à l'échelle du socioécosystème)	Microéconomique (valeurs individuelles extrapolées au collectif)
Unités d'équivalence	Unités physiques (habitat, espèce, service écologique) actualisées	Unités de valeur (utilité, prix, bien-être) actualisées
Théorie du capital sous-jacente	Capital naturel critique	Épargne véritable
Méthode d'évaluation à de larges échelles	Transfert de coûts	Transfert de bénéfices
Principe de durabilité	Forte à moyenne : la perte de capital naturel ne peut être compensée que par du capital naturel (faible substituabilité des différentes formes de capital). Cependant, le niveau de compensation peut fortement varier en fonction des indicateurs d'équivalence retenus	Faible à moyenne : la perte de capital naturel peut être compensée par du capital naturel, humain ou physique (forte substituabilité des différentes formes de capital). Cependant, la prise en compte d'un niveau de capital naturel critique peut permettre de nuancer cela

Figure 2 – Comparaison de l'approche par les coûts de maintenance et de l'approche par la valeur des services écosystémiques

Source : Levrel et al., 2012

Les deux approches ne répondant pas aux mêmes questions et ne reposant pas sur les mêmes principes, elles peuvent en fonction des objectifs poursuivis, être mobilisées individuellement ou de manière complémentaire.

Le choix ou l'élaboration d'un cadre conceptuel : première étape fondamentale d'une évaluation des écosystèmes et des services rendus

Un cadre conceptuel est une représentation des relations existantes entre les principaux éléments du sujet à traiter, une compréhension commune de ce que l'évaluation vise à accomplir. Il doit permettre d'organiser la réflexion et l'évaluation et d'atteindre les objectifs fixés. La conception ou l'adoption et l'utilisation d'un cadre conceptuel sont primordiales pour assurer la cohérence d'une évaluation. Un tel cadre, unique, convenu d'un commun accord, guide l'évaluation, permettant à de nombreux praticiens de travailler en respectant les mêmes limites et avec la même compréhension de ce qui doit être évalué (Ash et al., 2011). Un cadre conceptuel vise notamment à clarifier les relations complexes du système Homme-nature, et leur dynamique. Il permet également d'identifier de façon ciblée les besoins en matière de connaissance pour mieux informer la décision des acteurs publics et privés.

Les praticiens chargés de réaliser une évaluation des écosystèmes et des services écosystémiques disposent aujourd'hui de plusieurs cadres conceptuels qu'ils peuvent utiliser directement ou bien adapter au cas par cas selon les besoins spécifiques de l'évaluation. Parmi les principaux cadres conceptuels existants figurent notamment :

- Le modèle DPSIR (Facteurs de changement, pressions, état, impact, réponses¹) élaboré par l'Agence européenne de l'environnement dans les années 1990 et largement utilisé pour structurer la pensée au sujet des interrelations entre l'environnement et les activités socio-économiques.

¹ DPSIR : Driving forces, Pressures, State, Impact, Responses

- Le cadre conceptuel dit « cascade » (Roy Haines-Young, 2008) conçu pour mettre en évidence les liens entre les processus biologiques, les fonctions écologiques, les services écosystémiques et les bénéfices qui en découlent pour les populations humaines qui les utilisent. Ce cadre conceptuel a été largement utilisé pour les études économiques « Cost of Policy Inaction » (Braat, L., ten Brick, P., 2008) et TEEB (2010).
- Le cadre conceptuel utilisé par l'évaluation nationale des écosystèmes britanniques (UK-NEA, 2010) qui focalise la réflexion sur la contribution des écosystèmes au bien-être humain à travers la valeur économique, la valeur santé et la valeur sociale partagée des biens et des services écosystémiques.
- Le cadre conceptuel développé dans le cadre de « l'évaluation espagnole des écosystèmes pour le millénaire » (EME, 2010 ; Rands et al., 2010) qui met particulièrement l'accent sur la dimension territoriale des services rendus par les écosystèmes.
- Le cadre conceptuel « papillon » développé dans le cadre du groupe de travail sur la « cartographie et l'évaluation des écosystèmes et de leurs services » (Maes, 2013) qui place la biodiversité au centre de l'analyse. Ce cadre traduit assez largement le consensus entre les États membres de l'Union européenne pour la production d'évaluations nationales.

Si l'utilisation d'un cadre conceptuel est indispensable pour engager une évaluation des écosystèmes et des services écosystémiques, il sera bien souvent nécessaire d'adapter un cadre conceptuel existant aux particularités de l'évaluation à réaliser.

Conclusion

Le lancement d'un projet d'évaluation monétaire des écosystèmes et des services écosystémiques impose aux praticiens de définir clairement les objectifs poursuivis à court terme et sans doute également à plus long terme. Ces objectifs étant définis, il conviendra ensuite de choisir l'approche qui sera la plus appropriée : on retiendra par exemple d'évaluer les variations de la valeur d'un faisceau de services écosystémiques lorsqu'il s'agira de d'évaluer *ex ante* l'impact possible de différentes options d'une politique publique ; par contre, on mobilisera plutôt l'approche des coûts de maintien ou de restauration pour des applications dans un cadre réglementaire autour de la responsabilité environnementale.

Enfin, la compréhension commune et partagée avec l'ensemble des parties prenantes des objectifs de l'évaluation et de l'approche retenue devront trouver une représentation dans un cadre conceptuel choisi parmi des modèles existants ou élaborés spécifiquement pour répondre aux besoins de l'évaluation.

Références

Ash, N. et al., 2011, Les écosystèmes et le bien-être humain. Un manuel pour les praticiens de l'évaluation, Island Press, Washington D.C.

Barbier, E., 2007, *Natural Resources and Economic Development*, Cambridge University Press

Braat, L., ten Brick, P., et al., 2008, *The Cost of Policy Inaction : The case of not meeting the 2010 biodiversity Target*, Alterra, Wageningen

CAS, 2009, Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision publique. Rapport du Centre d'Analyse Stratégique. AWS édition. La Documentation française - Paris, juin 2009.

Costanza, R., et al., 1997, *The value of the world's ecosystem services and natural capital*, Nature 387, 253 - 260

Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España, 2011, *La Evaluación de los Ecosistemas del Milenio de España. Síntesis de resultados*. Fundación Biodiversidad. Ministerio de Medio Ambiente, y Medio Rural y Marino.

Levrel, H., Hay, J., Bas, A., Gastineau, P., Pioch, S., 2012, Coût d'opportunité versus coût de maintien des potentialités écologiques : deux indicateurs économiques pour mesure les coûts de l'érosion de la biodiversité, Natures Sciences Sociétés 20, p. 16-29.

Maes, J., et al., 2013, *Mapping and Assessment of Ecosystems and their Services. An analytical framework for ecosystem assessments under action 5 of the EU biodiversity strategy to 2020*. Publication office of the European Union, Commission européenne, Luxembourg.

http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/ecosystem_assessment/pdf/MAESWorkingPaper2013.pdf

MEA (Millenium Ecosystem Assessment), 2005, *Ecosystems and Human Well-being : Synthesis*. Island Press, Washington D.C.

www.millenniumassessment.org/documents/document.356.aspx.pdf

TEEB, 2008, *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: an Interim Report*, European Commission, Brussels.

TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Mainstreaming the Economics of Nature: A synthesis of the approach*, conclusions and recommendations of TEEB. UNEP, 2-39.

UK NEA, 2011, *The UK National Ecosystem Assessment Technical Report*, UNEP-WCMC, Cambridge.

Violaine BERGER – L'évaluation économique des services écosystémiques comme aide à la décision pour les entreprises

Violaine BERGER est chargée de projet Eau et Ecosystèmes au sein du World Business Council for Sustainable Development.

Le « Conseil mondial des entreprises pour le développement durable » (ou WBCSD, *World Business Council for Sustainable Development*) est une organisation à but non lucratif qui offre une plateforme permettant aux entreprises d'améliorer leurs pratiques dans le domaine du développement durable, et ce sur les trois piliers suivants : capital naturel, capital social et capital financier. Les membres proviennent de quelque 190 multinationales présentes dans plus de 35 pays.

L'Évaluation des Services Rendus par les écosystèmes aux entreprises (ESR)

L'ESR est une méthodologie qui permet aux entreprises d'élaborer des stratégies à partir de l'analyse qualitative des risques et opportunités liés à leur dépendance aux écosystèmes et à leurs impacts sur ces derniers. Cette analyse leur permet d'anticiper les risques liés aux écosystèmes, mais aussi de mieux analyser les opportunités liées à une meilleure gestion des services délivrés par ces écosystèmes. Les risques et les opportunités peuvent être d'ordre opérationnels, réglementaires, financiers, réputationnels, ou encore liés aux produits et préférences des consommateurs.

La méthodologie ESR a été utilisée par plus de 300 entreprises à ce jour et est disponible en français sur le site du WBCSD².

Comprendre, Évaluer, Valoriser (CEV)

Ce guide offre aux entreprises une approche leur permettant d'effectuer une analyse quantitative des risques et opportunités liées à leur dépendance aux écosystèmes. L'analyse CEV est complémentaire à celle de l'ESR : les entreprises souhaitant mieux comprendre les enjeux liés aux écosystèmes (risques & opportunités) peuvent en effet commencer par une première analyse qualitative (ESR), avant d'effectuer une analyse quantitative qui pourra les amener à effectuer une valorisation monétaire de leurs impacts sur les écosystèmes (CEV). Cette méthode a été testée par 14 entreprises, et les études de cas correspondantes peuvent être consultées sur le site du WBCSD³.

L'analyse CEV permet de quantifier, comparer et hiérarchiser les enjeux liés aux écosystèmes. Le guide permet tout d'abord de mieux comprendre le vocabulaire et les techniques existantes de valorisation des services écosystémiques et de la biodiversité, et offre une approche structurée permettant d'améliorer la prise de décision en entreprise. Il n'est donc ni une formule prête à l'emploi ni un inventaire des prix des services rendus par les écosystèmes.

Plusieurs niveaux d'étude peuvent être menés en fonction du temps, du budget ou des informations disponibles. Ainsi, le guide propose de commencer par une analyse qualitative (ESR), suivie d'une analyse quantitative ou encore monétaire (quand les valeurs monétaires sont disponibles).

Le guide est structuré en deux parties. La première donne des outils pour effectuer une pré-évaluation, la seconde consiste à dérouler la méthodologie du CEV : définir correctement le périmètre de l'étude, adopter un plan d'étude adapté, valoriser en s'appuyant sur l'expertise d'un économiste de l'environnement, communiquer les résultats tant en interne qu'en externe, et enfin intégrer l'approche CEV dans l'ensemble des procédures de l'entreprise.

Parmi les exemples d'études qui se sont appuyées sur ce guide, on peut citer :

- évaluation d'un projet de réhabilitation de carrière de sable et gravière (Holcim) ;

² <http://www.wbcd.org/Pages/EDocument/EDocumentDetails.aspx?ID=28&NoSearchContextKey=true>

³ <http://www.wbcd.org/work-program/ecosystems/cev/roadtesters.aspx>

- évaluation des coûts financiers et sociétaux et des bénéfices associés à la conservation de la forêt tropicale (Rio Tinto) ;
- évaluation de la valeur de la pollinisation et de l'intérêt d'aménager des zones tampons pour préserver l'habitat naturel des abeilles sauvages (Syngenta).

La monétarisation de l'eau (*Water valuation: building the business case*)

Cette publication⁴ offre un aperçu des enjeux liés à une meilleure valorisation de l'eau par les entreprises ainsi que des dernières pratiques en la matière. Il est associé à une revue de 21 exemples de valorisation.

Au niveau international, l'eau est un objet de tension de plus en plus important. Les utilisateurs ont tendance à gaspiller l'eau car bien souvent le prix qu'ils payent est déconnecté de la valeur réelle de l'eau.

Les entreprises peuvent améliorer la prise de décision en valorisant correctement leur impact/pression sur l'eau. Elles peuvent ainsi maintenir, voire améliorer leurs revenus, réduire les coûts, mieux gérer les risques et enfin améliorer leur réputation.

⁴ Disponible (en anglais) sur le site du WBCSD :

<http://www.wbcd.org/Pages/EDocument/EDocumentDetails.aspx?ID=15099&NoSearchContextKey=true>

Mathieu TOLIAN – La valorisation des externalités positives des services d'eau potable et d'assainissement : vers un nouveau modèle économique pour l'eau

Mathieu TOLIAN, diplômé d'un master en management de la qualité, de la sécurité et de l'environnement et qualité et traitement des eaux, est chargé de mission à la Direction de la responsabilité sociale et environnementale de Veolia Eau.

Origine de la prise en compte des services écosystémiques par Veolia Eau

A la fin de l'année 2010, Veolia Eau, a été amené à définir une nouvelle stratégie d'utilisation d'une parcelle, située en Allemagne, (Karolinenhöhe) de 290 hectares gérée par Berliner Wasserbetriebe. Cette aire protégée pour le paysage depuis 1987 était depuis 1993 une zone de déversement d'une partie des eaux traitées de l'usine Ruhleben. Suite à la fin de l'autorisation de déversement sur le site, une étude de quantification de l'ensemble des services écosystémiques a été menée selon différents scénarii d'usage de cette parcelle. Le but de cet exercice était d'approcher les coûts et bénéfices financiers et économiques des différents scénarii de gestion des eaux et usage du sol, afin d'identifier des sources de revenus potentiels pour Veolia Eau basés sur le développement ou le maintien de services écosystémiques.

Dans le cas de Karolinenhöhe, trois scénarii ont été testés : un premier avec arrêt de l'irrigation (1), et deux autres avec mise en place d'un partenariat avec un énergéticien pour l'exploitation d'une culture à rotation courte mono (2) ou bi (3) spécifique sur une partie du site, en maintenant sur le reste du site les activités récréatives et les cultures traditionnelles historiques. Suite à l'exercice de chiffrage, c'est le dernier scénario qui a été jugé comme présentant le plus d'avantages. L'étude a par ailleurs montré qu'aucun des trois scénarii n'était viable si les valeurs des services culturels rendus n'étaient pas intégrées à l'analyse.

Lancement du programme d'évaluation des écosystèmes

Suite à cette expérience, Veolia Eau a lancé en 2011 un programme d'évaluation des écosystèmes. Le but était de développer une expertise sur les services rendus par les écosystèmes et par l'eau afin de porter les efforts les plus importants sur les activités qui génèrent les valeurs monétaires les plus importantes en termes de services rendus. Pour ce faire, deux sites d'études ont été retenus : un pour l'activité de production d'eau potable et un pour l'activité d'assainissement. Pour l'activité de production d'eau potable, le but était d'évaluer les externalités positives liées aux services écosystémiques influencés par la gestion écologique mise en place sur le site par Veolia Eau. Pour l'activité d'assainissement, le but était d'évaluer les externalités positives liées aux services écosystémiques influencés par la mise en place d'un nouveau système d'assainissement par Veolia Eau.

Pour la production d'eau potable, le choix s'est porté sur le champ captant de Crépieux-Charmy, situé à l'ouest de la ville de Lyon. Les critères recherchés pour le choix d'un site de production d'eau potable sont les suivants : taille du périmètre de protection de l'eau potable, activités récréatives présentes aux abords du site, champ de captage faisant partie d'une plaine inondable ou se trouvant à proximité d'une zone urbaine inondable). Le site retenu est le plus vaste champ captant d'Europe (375 hectares). Alimentant en eau potable la quasi-totalité de l'agglomération de Lyon, la pérennité du champ captant de Crépieux-Charmy représente un enjeu primordial. Sa qualité de site remarquable a été reconnue par son inscription à plusieurs inventaires scientifiques (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Floristique et Faunistique, Espace Naturel Sensible, Zone Humide Remarquable, Natura 2000). Son accès est interdit au public. Le management écologique fonctionne sur la base de plans quinquennaux. Les principaux services rendus par le site sont les suivants : purification de l'eau (service de régulation), séquestration du carbone (service de régulation), activités récréatives (service culturel) et valeur patrimoniale de la biodiversité (service culturel).

Pour l'assainissement, le choix s'est porté sur l'estuaire de la Dives, situé dans la région de Basse-Normandie. Les critères recherchés pour le choix d'un système d'assainissement sont les suivants : traitement haute performance jouant un rôle clé pour l'écosystème aquatique en aval, capacité de rétention significative dans une zone sensible aux inondations, traitement naturel tertiaire des eaux usées, niveau élevé de la biodiversité, accès au public dans une zone urbaine dense, réutilisation des eaux usées traitées. Sur ce site, l'assainissement se fait par filtration membranaire. Les principaux services soutenus par le système d'assainissement sont les suivants : protection contre les inondations (service de régulation), réutilisation des eaux usées traitées et valorisation du compost (services de régulation et d'approvisionnement), tourisme (service culturel), activités nautiques (service culturel) et valeur patrimoniale de la biodiversité (service culturel).

Afin de pouvoir mener l'exercice de monétarisation, Veolia Eau a rencontré les principaux acteurs locaux et les parties prenantes et s'est servi des bases de données des statistiques publiques. Concernant l'exercice de monétarisation à proprement parler, plusieurs méthodes ont été mobilisées. Le tableau suivant récapitule les méthodes selon les types de services rendus concernés⁵.

Crépieux-Charmy (production eau potable)	
Purification de l'eau	Méthode des coûts de traitement évités
Séquestration du carbone	Méthode des prix de marchés
Activités récréatives	Évaluation qualitative uniquement du fait du manque de données
Valeur patrimoniale de la biodiversité	Transfert d'une évaluation contingente
Estuaire de la Dives (assainissement des eaux usées)	
Protection contre les inondations	Méthode des coûts évités
Réutilisation des eaux usées et valorisation du compost	Pas d'évaluation du fait du manque de données
Tourisme	Méthode des prix de marchés
Activités nautiques	Méthode des prix de marchés
Valeur patrimoniale de la biodiversité	Transfert d'une évaluation contingente

Services éco-systémiques et méthodes de monétarisation associées pour deux sites

Résultats obtenus et utilisation

Sur le site de Crépieux-Charmy, les bénéfices du service de purification de l'eau (coûts de traitement évités) représentent entre 0,8 et 16 fois les coûts de gestion du site par Veolia Eau. L'ensemble des bénéfices des services écosystémiques représentent entre 2,3 et 45 fois les coûts de gestion du site par Veolia Eau. Le consentement à payer a été appliqué à l'ensemble des 570 000 ménages du Grand Lyon (ce qui se justifie bien compte tenu de la situation d'espace préservé en plein cœur d'une zone urbaine dense, où ce type d'espace est rare). C'est la valeur moyenne de deux études présentant des contextes et objectifs similaires qui a été appliquée.

Sur le site de l'estuaire de la Dives, l'ensemble des bénéfices des services écosystémiques représentent 3/4 des coûts supplémentaires générés par la mise en place du nouveau système d'assainissement (en remplacement de celui qui

⁵ Un travail préalable a été effectué pour choisir les services écosystémiques les plus significatifs des sites choisis.

étaient devenu obsolète). Le consentement à payer a été appliqué aux 6 294 ménages permanents et à deux des trois plages de la CCED bénéficiant d'une amélioration du classement de leur eau de baignade grâce à la modernisation du système d'assainissement. Mais la valeur accordée à l'amélioration de la qualité de l'eau par les habitants de la CCED intègre en partie la possibilité de pratiquer des activités récréatives. Pour éviter de compter deux fois ces services écosystémiques récréatifs, seule une valeur intermédiaire de 50 % du consentement à payer des habitants pour la qualité de l'eau a été retenue.

Ces résultats probants pourront servir à la sensibilisation des différents acteurs et parties prenantes. Ils pourront notamment enrichir les discussions avec les collectivités délégantes afin de favoriser, dans le cadre du renouvellement des contrats de délégation à Veolia Eau, les modes de gestion et investissements favorables au maintien des services rendus par les écosystèmes

Les résultats pourront également servir pour repenser la rémunération des services d'eau, actuellement basée sur les volumes, dans un contexte d'usage plus citoyen de la ressource (et donc d'une baisse des consommations). On pourrait ainsi envisager que les externalités positives liées à la bonne gestion des sites par Veolia Eau soient en partie prises en compte dans le prix de l'eau ou capturés via d'autres mécanismes économiques à inventer, pour découpler la rémunération des volumes et faire en sorte qu'elle soit d'avantage basée sur la qualité / performance du service rendu.

Atelier n°2 : Calcul socio-économique et décision publique

David MEUNIER et Géraldine DUCOS – Un cadre de référence pour l'évaluation des effets externes dans la décision publique : les travaux de la commission Quinet sur l'évaluation des projets

David MEUNIER est chercheur associé au Laboratoire Ville, Mobilité, Transport et conseiller « évaluation » auprès du chef du service de l'économie, de l'évaluation, et de l'intégration du développement durable du MEDDE.

Géraldine DUCOS est chargée de mission au Centre d'Analyse Stratégique, rapporteur de la Commission Quinet.

Présentation générale de la mission Quinet

Le rapport⁶ confié à Emile Quinet par le Commissariat général à la stratégie et à la prospective se situe dans la lignée des rapports Boiteux (1994 et 2001), fondés sur l'usage du calcul économique des investissements de transport. Ses thèmes de réflexion répondent aux demandes de la lettre de mission adressée à Emile Quinet et portent sur :

1. La mise à jour et l'enrichissement des techniques du calcul

- Mettre à jour les travaux sur la monétarisation des externalités et actualiser les valeurs unitaires : effets sur l'environnement (effets du bruit, de la pollution atmosphérique, effets sur la biodiversité, effets amont et aval, artificialisation des sols agricoles), valeurs du temps et assimilées, valeur de la sécurité (valeur de la vie humaine, coût de la morbidité).
- Enrichir le calcul économique : au-delà de cette mise à jour nécessaire, le calcul socio-économique peut et doit être enrichi en raison à la fois de l'évolution du monde économique auquel il s'applique et des progrès de nos connaissances en économie positive. Quatre directions sont explorées :
 - la concurrence imparfaite ;
 - les effets spatiaux ;
 - les conséquences macroéconomiques ;
 - les effets redistributifs.

2. L'amélioration de la gouvernance des projets

Depuis environ une quinzaine d'années, la gouvernance des projets a considérablement évolué sous l'influence de forces déjà observables à la fin du siècle dernier, mais qui conjuguent désormais pleinement leurs effets : la multiplication des acteurs dans la production des projets, la complexification de la prise de décision avec l'importance croissante des débats publics et la diversification des financements. L'évolution du processus de décision et des pratiques de concertation (débats publics, etc.), la place qu'y prend l'évaluation socio-économique, ont donc été examinés.

3. L'extension du calcul socio-économique au-delà de ses champs d'application traditionnels que sont les transports et l'énergie

La santé et la lutte contre les inondations sont deux domaines dans lesquels les méthodes d'évaluation socio-économiques sont d'utilisations plus récentes que dans les transports et l'énergie. En matière de lutte contre les inondations, les programmes d'actions de prévention contre les inondations (PAPI) doivent reposer sur un cahier des charges dans lequel figure la réalisation d'une analyse coûts-bénéfices (cf. Atelier n°4). En matière de santé, le calcul

⁶ Rapport publié le 18 septembre 2013 sur le site du Commissariat général à la stratégie et à la prospective :

http://www.strategie.gouv.fr/blog/wp-content/uploads/2013/09/CGSP_Evaluation_socioeconomique_17092013.pdf

socio-économique tend à être sous-utilisé au regard des enjeux (caractère « essentiel » des services de santé, poids des dépenses de santé dans les dépenses publiques) mais il se diffuse progressivement au sein des administrations.

Présentation des travaux sur les externalités environnementales

Le groupe de travail a effectué la mise à jour des valeurs des externalités recommandées dans le rapport Boiteux II, à savoir⁷ :

- la pollution atmosphérique : particules (PM_{2,5}) et gaz (NO_x, SO₂, COVNM) ;
- le bruit.

Il s'est également entendu pour explorer les possibilités d'intégration d'autres externalités dans le calcul socio-économique :

- concernant la construction :
 - la biodiversité en tenant compte des emprises directes et indirectes au sol ;
 - les sols agricoles.
- concernant la circulation :
 - les externalités amont et aval (selon approche ACV) : externalités liées à la production d'énergie et à sa distribution (« du puits au réservoir ») ;
 - la pollution des eaux et des sols.

Concernant la **pollution atmosphérique**, la mise à jour s'est appuyée sur les études les plus récentes sur le sujet et qui résultent d'une coopération internationale et/ou européenne. Elles sont fondées sur des méthodes « bottom-up » jugées plus précises que les méthodes « top-down » utilisées antérieurement. Le groupe de travail s'est efforcé de transposer de façon cohérente les valeurs recommandées dans ces études à la situation française. Par rapport aux estimations antérieures (Boiteux, 2001), les coûts de la pollution de l'air sont augmentés. En outre, le groupe de travail introduit une plus grande différenciation selon la densité des zones dans lesquelles s'insère l'infrastructure ainsi que selon la vitesse de circulation à l'intérieur de ces zones. Par rapport aux chiffres précédemment utilisés, les valeurs de la pollution dans les zones urbaines denses (entre 1 500 et 4 500 habitants au kilomètre carré) et très denses (au-delà de 4 500 habitants, ce qui est le cas de la première couronne en région Ile de France) pourraient ainsi être multipliées respectivement par deux et par dix.

En matière de **biodiversité** en revanche, il n'est pas apparu possible, en l'état actuel des connaissances, de fournir à l'échelle des projets une évaluation monétaire des avantages des services qu'on en retire – ou des coûts qui résultent de sa diminution éventuelle – et ce, malgré les avancées produites dans le rapport Chevassus-au-Louis de 2009⁸. Dans ce domaine, la priorité essentielle consiste à bien identifier, aux différents stades de l'élaboration du projet et de la concertation du public, les grands enjeux liés à la préservation de la biodiversité. La monétarisation des services issus de la biodiversité sera donc approchée par les coûts qu'elle occasionne dans le cadre de la séquence éviter-réduire-compenser, qui commande sa gestion à travers l'évaluation environnementale. Ceci conduit à plaider pour une bonne coordination entre l'évaluation environnementale et l'évaluation socio-économique : même définition du projet ou du programme objet de l'évaluation, même prévision de trafic, même pas de temps, etc. Toutes ces conditions semblent naturelles mais elles ne sont pas toujours respectées dans la pratique. Ceci conduit aussi à plaider pour le développement des études et recherches qui permettront de donner une valeur monétaire aux services issus de la biodiversité.

⁷ La valeur tutélaire du CO₂ fait l'objet de travaux complémentaires.

⁸ Rapport Chevassus-au-Louis (2009), *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes*, Centre d'analyse stratégique, Paris, La Documentation française.

Muriel ECTHEVERRY et Fabien DURR – La prise en compte de la biodiversité dans l'évaluation des projets d'infrastructure.

Muriel ECTHEVERRY, diplômée de l'ENTPE, est chargée d'études au CETE Sud-Ouest, au sein du département Aménagement, Intermodalité, Transports.

Fabien DURR est responsable du Groupe Environnement au Centre d'études techniques de l'équipement de l'Ouest.

Contexte

La biodiversité et les écosystèmes jouent un rôle dans le bien-être des sociétés humaines au regard des biens et services écosystémiques qu'ils fournissent. Les activités humaines pouvant avoir des impacts négatifs sur la biodiversité et les écosystèmes, il est indispensable de mettre en œuvre des mesures visant d'abord à éviter, puis à réduire, et en dernier recours à compenser les impacts écologiques des projets.

L'évaluation socio-économique des projets d'infrastructures de transport constitue un outil d'aide à la décision basé sur l'analyse de l'intérêt du projet pour la collectivité. Cet intérêt est évalué en comparant les coûts et les gains liés au projet. Compte tenu des préoccupations sociétales actuelles, il paraît intéressant de voir comment les valeurs d'usage de la biodiversité peuvent être intégrées dans le calcul économique. Cette approche utilitariste nous invite à bien distinguer le terme « biodiversité » de « services écosystémiques ». Notre analyse portera donc sur la prise en compte des services écosystémiques dans l'évaluation de projets d'infrastructure sur la base de 3 exemples⁹. Cela permet également d'éviter d'entrer dans le débat concernant l'attribution d'une valeur à la nature.

Il ressort des études de cas que la monétarisation des impacts sur la biodiversité ne modifie qu'à la marge les résultats de l'analyse coûts-bénéfices. En effet cette évaluation n'est aujourd'hui qu'au stade prospectif, et les résultats existants sont encore insuffisants pour pouvoir intégrer l'impact de tous les services écosystémiques dans le calcul socio-économique. Les réflexions actuelles, menées au sein du Ministère dans le cadre du nouveau référentiel d'évaluation des projets de transport (travail mené par la DGITM, le CGDD et le CGEDD), s'orientent vers une approche multicritère sans pondération où les services écosystémiques seraient présentés de manière qualitative et quantitative lorsque cela est possible.

⁹ En vue de progresser sur le sujet, le Centre d'Analyse Stratégique (CAS) a publié un rapport critique de l'état de l'art concernant l'évaluation économique de la biodiversité et des services écosystémiques (Chevassus-au-Louis & al., 2009). Ce rapport français sert de base pour orienter les réflexions relatives à la monétarisation de la biodiversité et des services écosystémiques. Il propose notamment les premières valeurs de référence françaises a minima pour deux écosystèmes : les forêts tempérées et les prairies permanentes. C'est dans ce contexte que, à la demande de la Direction générale des infrastructures, des transports et de la mer (DGITM) du Ministère en charge de l'écologie, le Service d'études sur les transports, les routes et leurs aménagements (SETRA) a réalisé une analyse du poids monétaire relatif de la perte de biodiversité dans l'évaluation socio-économique d'un exemple simple d'infrastructure routière (Grangeon & Cousin, 2010). La DGITM, le Commissariat général au développement durable (CGDD) et le SETRA ont récemment commandé une étude au Centre d'études techniques de l'équipement (CETE) du Sud-Ouest et au CETE de l'Ouest pour approfondir la méthodologie et tester des valeurs monétaires de certains services écosystémiques dans les bilans socio-économiques d'un panel de projets d'infrastructures de transport.

La démarche de l'étude

Trois cas de projets d'infrastructures de transport représentatifs et correspondant à des stades d'avancement différenciés ont été étudiés : deux portent sur des projets routiers et le troisième sur un projet ferroviaire de ligne à grande vitesse (LGV).

La démarche s'est ainsi appuyée sur deux types d'approches : une approche *ex ante* dans le cas du projet de la LGV Rhin-Rhône (branche Est) et du projet de déviation de la RN59 à Châtenois (67) et une approche *ex post* dans le cas de l'autoroute A28 (Alençon-Tours).

Pour l'étude de l'ensemble de ces cas, les valeurs proposées par le Conseil d'Analyse Stratégique ont été utilisées.

	Valeur de référence € ₂₀₀₉ /ha/an		
	Minimum	Médiane	Maximum
SES prairies	387	600	666
SES forêts	500	1 000	2 000

Tableau 1 – Valeurs de référence pour les services écosystémiques (SES) « prairies permanentes » et « forêts tempérées »

Source : CAS, 2009

Pour utiliser ces valeurs de référence exprimées en €/ha/an dans le calcul socio-économique, il est nécessaire de déterminer dans un premier temps les surfaces impactées par les effets du projet.

Dans l'approche *ex ante*, les données surfaciques utilisées sont les données évaluées avant la réalisation de l'infrastructure. C'est en effet à ce stade d'avancement qu'est réalisée l'évaluation socio-économique de l'infrastructure pour choisir la variante et le fuseau d'étude. L'enquête préalable à la Déclaration d'utilité publique (DUP) de la LGV Rhin-Rhône, nous fournit une emprise effective de 1 600 ha de l'infrastructure (RFF, 2011a). On divise alors l'emprise totale par la longueur de l'infrastructure (140 km) pour obtenir une emprise moyenne de 11,4 ha/km équivalent à un corridor de 114 mètres de large. L'écart entre cette valeur et le ratio moyen (7 ha/km) est de 62 %. Pour la RN 59, à partir de données issues d'un Système d'information géographique (SIG), nous avons calculé un corridor moyen de 29 mètres soit 2,9 ha/km.

Dans l'approche *ex post* menée pour le cas de l'autoroute A28 les données surfaciques utilisées sont des données produites dans le cadre de la réalisation du bilan environnemental (bilan final réalisé entre 3 et 5 ans après la mise en service de l'infrastructure). Nous nous sommes appuyés sur les photographies aériennes de l'A28 en 1989, 1999 et 2004 réalisées sur une bande de 2 km autour de l'emprise du projet, sur la section Arçonnay- Ecommoy. L'emprise directe, propre à l'autoroute, représente 1,035 ha sur la section Arçonnay- Ecommoy, soit une largeur moyenne de 148 m.

A partir des résultats sur cette section, nous avons extrapolé les résultats sur la section complète Alençon - Tours (132 km). Les prises de vue aériennes permettent également d'appréhender les effets induits du projet sur un périmètre perturbé plus important (bande de 2 km).

La typologie utilisée dans l'étude est la base Corine Land Cover qui propose une cartographie de l'occupation des sols par milieux sur l'ensemble du territoire mais avec une maille limitée à 25 ha. A noter que la typologie « zone humide » n'a pas le degré de précision souhaité pour les méthodes de monétarisation récentes en ce domaine. En effet, elles

représentent 0,14 % du territoire métropolitain dans cette base de données tandis qu'avec la définition réglementaire de la notion de zone humide cette proportion atteint 5,5 % du territoire ; Cette base de données a donc été recoupée avec d'autres bases plus axées sur les fonctions écologiques des habitats (EUNIS, Corine Biotope).

Les principaux résultats de l'étude

Le poids de l'externalité « perte de services écosystémiques » dans l'avantage global reste très marginal (moins de 1 %) pour les 3 cas étudiés.

Dans notre hypothèse la plus large, celle valorisant les effets directs et induits (cas de l'A28) et en faisant croître la valeur des biens environnementaux de 1 % par an, la valeur maximale de la perte de services écosystémiques est de 27 M€₂₀₀₀. Cela représente 0,83 % de la somme des valeurs absolues des avantages du projet, ce qui rejoint les observations faites par le SETRA, à savoir que les méthodes développées aujourd'hui ne permettent pas d'accorder un poids significatif à l'érosion des services écosystémiques.

Toutefois ces résultats méritent à ce stade d'être fortement relativisés du fait que pour ces études de cas, seuls deux écosystèmes ont été pris en compte et que les valeurs utilisées (CAS, 2009) sont des minorants, le nombre de services évalués étant limité. On peut tout de même observer qu'avec un poids de 0,83 %, les services écosystémiques sont du même ordre de grandeur que la pollution atmosphérique dans le bilan socio-économique.

Conclusion et perspectives

La monétarisation des services écosystémiques n'est pas aisée. Les écosystèmes sont des ensembles complexes en perpétuelle évolution et reposent sur des équilibres dynamiques qui en rendent difficile la description. Ainsi, l'exercice de monétarisation des impacts d'une infrastructure de transport sur les services écosystémiques est loin d'être complètement maîtrisé. C'est pour cela que nous insistons sur la dimension exploratoire de notre méthodologie et des résultats qu'elle produit. En outre, les valeurs de services écosystémiques dont nous disposons actuellement sont encore très partielles et incomplètes et ne peuvent à ce stade que minorer leur évaluation à l'échelle d'un écosystème ou d'un projet.

Il apparaît donc qu'avec notre approche, la prise en compte des services écosystémiques dans le calcul économique (avec les valeurs existantes) présente un impact négligeable sur la variation de bien-être des populations riveraines, les gains de temps de parcours étant encore une fois prépondérants. Cela indique non seulement que les valeurs retenues peuvent et doivent être revues à la hausse par l'intégration d'autres services écosystémiques – comme les services d'approvisionnement ou d'autres services de régulation par exemple – mais qu'une révision de la valeur du temps doit également être engagée.

Cette méthodologie s'est appuyée sur les propositions du Conseil d'analyse stratégique et plus particulièrement sur les valeurs de référence proposées pour les services écosystémiques des prairies permanentes et des forêts tempérées. En utilisant ces valeurs, on observe que le poids relatif des services écosystémiques, même dans les hypothèses de calcul les plus favorables, ne dépasse pas un pour cent de la somme actualisée des avantages du projet.

Les méthodes développées ici utilisent les valeurs surfaciques des services écosystémiques et nous avons pu voir que cela introduit de nombreux biais qu'une analyse plus locale permettrait d'atténuer. L'échelle retenue pour l'obtention de ces valeurs, celle du territoire français, ne semble pas adaptée à une évaluation locale précise, et la généralisation de leur utilisation s'avérerait réductrice. De plus, les études récentes menées sur la valeur économique des zones humides indiquent que l'exercice de monétarisation est possible à petite échelle. Des études similaires pourraient donc être engagées pour d'autres écosystèmes et une approche par service transcendant la notion de milieu pourrait être envisagée.

L'exercice de monétarisation mené dans la présente étude, compte-tenu des grandes incertitudes concernant les valeurs utilisées mais également la méthodologie employée, ne permet pas de préconiser immédiatement la prise en compte

des services écosystémiques dans le calcul économique. A ce stade, l'approche multicritère semble ainsi devoir être à privilégier.

Références bibliographiques

Chevassus-au-Louis, B. & al., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes – Contribution à la décision : Centre d'Analyse Stratégique.

Aoubid, S. & Gaubert, H., 2010. Evaluation économique des services rendus par les zones humides. CGDD - Études et documents n°23, p. 54.

Bark, R. H. et al., 2009. Habitat preservation and restoration: Do homebuyers have preferences for quality habitat? *Ecological Economics*.

Bouscasse, H. . D. P. & Duprez, C. . S. P., 2011. Evaluation économique des services rendus par les zones humides – Enseignements méthodologiques de monétarisation. CGDD - Études et documents n°49, p. 220.

Bouvron, M. et al., 2010. Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. CGDD - Etudes et Documents n°20, p. 74.

Brahic, E. & Terreaux, J.-P., 2009. Évaluation économique de la biodiversité en forêt - Méthodes et exemples pour les forêts tempérées : Quae.

Devaux, J. & Marical, F., 2011. Les méthodes et les valeurs de référence pour la valorisation des services rendus par les zones humides. CGDD - Le Point Sur n°97.

Garcia, S. & Jacob, J., 2010. La valeur récréative de la forêt en France : une approche par les coûts de déplacement. *Revue d'Études en Agriculture et Environnement*, 91(1), pp. 43-71.

Hotelling, 1931. The economics of exhaustible resources. *Journal of Political Economy*, 39(2), pp. 137-175.

Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Current state and trends assessment. *Ecosystems and Human well being, Global Assessment* éd. Washington: Island Press.

Quinet, A. & al., 2009. La valeur tutélaire : Centre d'Analyse Stratégique.

Chanel O. et Faburel G., 2009, « L'environnement dans la décision publique. Refonder l'évaluation socio-économique pour des politiques de transport plus durables », collection Méthodes et Approches dirigée par Gérard Brun, *Economica*

Simone SCHUCHT – Coûts et bénéfices des politiques de réduction de la pollution atmosphérique : Le programme CAFE au service de la stratégie européenne sur la pollution de l'air

Simone SCHUCHT, docteur en économie, est économiste de l'environnement à l'INERIS, au sein de l'unité Economie et décision pour l'environnement de la Direction des risques chroniques.

Cette synthèse résume une présentation et en conséquence représente un point de vue personnel. Ce résumé doit être lu en complément d'informations et de détails fournis dans les transparents de la présentation, en ligne sous : <http://www.developpement-durable.gouv.fr/Monetarisation-des-biens-services,30483.html>

La problématique et le contexte politique

Les méthodes et modèles appliquées dans le cadre du programme Clean Air for Europe (CAFE) pour définir la Stratégie Thématique pour l'Air se situent dans la problématique de recherche de stratégies de réduction coût-efficaces de la pollution atmosphérique transfrontière et qui présentent des ratios bénéfices/coûts favorables. S'agissant du domaine de la pollution transfrontière, il y a besoin de stratégies et d'accords internationaux.

La présentation porte sur 2 cadres politiques dans lesquels ces approches sont utilisées :

- l'Union européenne avec le programme CAFE qui définit les objectifs de la Stratégie Thématique sur la Pollution de l'Air (TSAP) et de la Directive NEC (plafonds d'émissions nationaux),
- la Convention de Genève sur la Pollution atmosphérique transfrontalière à longue distance (CLRTAP) sous la Commission Economique pour l'Europe des Nations Unies avec le Protocole de Göteborg.

C'est en interaction avec ces deux cadres que les approches d'évaluation sont développées et appliquées. Ce sont des politiques qui se fixent des objectifs en termes de réduction d'effets sanitaires et environnementaux, et qui prennent en compte les émissions des particules fines, des NO_x, du SO₂, de l'ammoniac et des COV.

La chaîne de modèles mise en place

Dans le cadre du programme CAFE et de la Convention de Genève une chaîne de modèles a été mise en place qui permet de comparer les coûts avec les bénéfices des stratégies de réduction des émissions. Pour évaluer les bénéfices, la chaîne de modèles commence par des scénarios sur les émissions qui correspondent chacun à une stratégie donnée. Ces informations viennent du modèle GAINS de l'IIASA. Sont ensuite modélisées la dispersion et les retombées des polluants, avec les modèles chimie-transport EMEP (sous la Convention de Genève) et CHIMERE (à l'INERIS). Ceci permet de calculer les expositions des personnes et des écosystèmes à la pollution atmosphérique. En appliquant ensuite des fonctions expositions-réponses les effets sont calculés et ensuite monétarisés. En ce qui concerne les effets sanitaires, cette partie est faite par les modèles Alpha et Alpha-RiskPoll (ARP) d'AEA et d'EMRC. GAINS produit également des estimations de coûts de mesures de réduction des émissions qui correspondent à une stratégie donnée de réduction des émissions. Il est alors possible de comparer les coûts avec les bénéfices (= dommages évités) d'une stratégie.

GAINS

GAINS est un modèle d'analyses intégrées, c'est-à-dire un modèle qui prend en compte des éléments économiques et environnementaux. GAINS calcule des stratégies coût-efficaces de réduction des émissions sous la contrainte de respecter certains objectifs prédéfinis pour les indicateurs d'effets santé/environnement. Il s'agit alors de stratégies qui respectent les contraintes au moindre coût global (par optimisation mathématique). GAINS donne des informations sur les niveaux d'émissions et de coûts qui correspondent à ces stratégies. Les types de coûts que le modèle prend en compte sont des coûts annualisés d'investissement et aussi les coûts d'opération et de maintenance.

Le point de départ dans la modélisation pour la TSAP et la Convention de Genève sont des scénarios répondant à différents niveaux d'ambition vis-à-vis des indicateurs d'effets pour la santé et les écosystèmes. Ces objectifs servent comme contraintes de l'optimisation dans GAINS. Un autre scénario central est un scénario de référence (baseline) qui simule la mise en place de la réglementation en vigueur (pas de mesure additionnelle au-delà de ce qui est déjà décidé politiquement). GAINS fournit alors des informations sur des modifications d'émissions qui correspondent aux différents niveaux d'ambitions pour les indicateurs d'effets. GAINS fournit également les informations sur les coûts de mesures de réduction associés aux stratégies de réduction des émissions. Étant donnée que la base de données GAINS est accessible en ligne, les parties prenantes ont accès à ces informations pour différents agrégats : pays, secteurs, installations individuelles ...

Alors que GAINS permet de modéliser comment atteindre un objectif donné au moindre coût global, il ne permet pas de choisir entre différents niveaux d'ambitions pour les objectifs. Il ne permet pas non plus de savoir si une stratégie est socialement souhaitable (dans le sens d'un ratio bénéfices/coûts > 1). Pour cela les analyses GAINS sont complétées par des analyses coûts/bénéfices qui évaluent et monétarisent les effets sur la santé et permettent alors de calculer les ratios bénéfices/coûts.

Modèles d'analyse des bénéfices et des ratios bénéfices/coûts

Les méthodologies mises en place dans les modèles Alpha et Alpha-RiskPoll ont été initialement développées dans le projet européen ExternE. Elles sont régulièrement actualisées. Des décisions méthodologiques prennent en compte les recommandations de l'OMS et de la TF Santé de la Convention de Genève. Ces deux modèles prennent en compte les effets de l'exposition à des particules fines et à l'ozone, et quantifient et monétarisent des indicateurs qui portent sur la morbidité et la mortalité.

La communauté scientifique et politique s'est mise d'accord sur un jeu d'indicateurs pour quantifier les effets en termes de morbidité et de mortalité pour lesquels des fonctions exposition-réponse et des valeurs de monétarisation sont disponibles. Les valeurs monétaires utilisées ont été choisies sur la base de recherches internationales. Comme c'était le cas avec GAINS, la plupart des hypothèses et résultats de ces analyses sont communiqués.

Une recherche de stratégies robustes

Les approches utilisées peuvent encore être améliorées, des revues et recherches sont d'ailleurs en cours qui pourraient prochainement entraîner des adaptations à l'évolution des connaissances scientifiques.

Pour les écosystèmes et les bâtiments, des approches similaires à celles utilisées pour la santé sont développées mais jusqu'ici elles ne sont appliquées que partiellement. Sont par exemple monétarisés les effets de l'ozone sur certaines cultures mais non encore sur les écosystèmes naturels.

Étant conscients des limites des approches, les chercheurs et décideurs dans le cadre du programme CAFE et de la Convention de Genève mettent un accent spécifique sur la recherche de stratégies robustes. Différents niveaux d'analyses d'incertitudes sont appliqués (analyses d'incertitudes statistiques, analyses de sensibilité, analyses de biais). De plus, une certaine marge de sécurité est prise dans les analyses. Il est en effet souvent soutenu que les coûts de mesures de réduction des émissions seraient surestimés dans les modèles comme GAINS (effet « *ex-ante* »), alors que les bénéfices calculés dans les modèles Alpha/ARP sont sous-estimés, car la plupart des bénéfices environnementaux (écosystèmes) n'est pas encore monétarisée. Généralement, uniquement les stratégies pour lesquelles les bénéfices excèdent de façon très significative les coûts sont jugées comme acceptables. Enfin, on s'intéresse généralement aux tendances plutôt qu'aux valeurs exactes et on applique des comparaisons entre différentes stratégies plutôt que de se focaliser sur des résultats absolus.

Les analyses produisent des informations utiles à la définition des politiques

Les analyses des coûts et des bénéfices qui sont appliquées dans le cadre de CAFE et de la Convention de Genève fournissent des informations utiles pour définir des objectifs santé/environnement par exemple pour la TSAP, et pour identifier des stratégies optimales dans le cadre de la Directive NEC et du Protocole de Göteborg. Ils fournissent également des éléments utiles pour la négociation de ces politiques. En effet les informations disponibles permettent de juger la répartition des efforts entre pays pour réduire les effets de la pollution atmosphérique transfrontière.

Les approches sont développées et appliquées dans un cadre quasi unique de collaboration entre scientifiques, modélisateurs et politiques. En effet les approches utilisées sont basées sur des recherches internationales et sortent des accords entre scientifiques et décideurs politiques.

Face aux incertitudes les approches appliquées restent relativement conservatrices. La transparence est relativement élevée avec la mise à disposition des parties prenantes de la plupart des hypothèses, des données et des résultats.

L'INERIS met en place des modèles économiques nationaux pour la pollution atmosphérique

Les approches et outils appliqués dans le cadre du programme CAFE et de la Convention de Genève sont aussi applicables au niveau national.

L'INERIS met actuellement en place des versions nationales de GAINS et d'ARP pour la France et les intègre avec le modèle chimie-transport CHIMERE. Pour le développement de GAINS-France et d'ARP-France, des partenariats avec l'IIASA et l'EMRC ont été développés.

Concernant l'outil Alpha-RiskPoll-France, l'INERIS met en place deux versions : une qui calcule les impacts monétaires des effets sanitaires pour l'Europe au niveau de chaque pays, et une autre qui quantifie ces effets à une échelle plus fine en France. La dernière permet d'analyser des différences entre régions ou communes.

De plus, l'INERIS développe un outil supplémentaire, permettant de calculer (avec CHIMERE) l'impact de l'ozone sur la végétation en France en prenant en compte les flux d'ozone à travers les tissus des plantes. L'outil appliquera sur le territoire français les relations dose-réponse établies au niveau européen dans le but final de valoriser les pertes éventuelles de rendement ou de valeur marchande des cultures (blé, tomate, pomme de terre en particulier) et des récoltes sylvicoles.

Cette chaîne de modélisation permettra d'analyser les processus d'émissions à partir des sources d'émissions (GAINS-France) via le transport atmosphérique (CHIMERE) jusqu'à la quantification puis monétarisation des effets (ARP-France, outil « ozone »).

Il a été décidé de mettre en place des modèles cohérents avec ceux utilisés par la Commission européenne. Ces travaux ont pour but de développer une expertise de modélisation intégrée en France. Ils permettent de confronter les scénarios modélisés par l'IIASA ainsi que les analyses coûts-bénéfices menées par des bureaux d'études partenaires de l'IIASA avec les résultats de scénarios français appliqués à des modèles adaptés aux spécificités françaises.

Actuellement l'INERIS est surtout utilisateur de ces outils. Toutefois, l'INERIS souhaite à l'avenir évaluer les hypothèses prises dans ces outils, éventuellement les remplacer par des valeurs françaises, élargir les outils à d'autres effets et polluants et/ou les adapter à des spécificités françaises qui pourraient demander des approches modifiées.

Atelier n°3 : Evaluation et instruments économiques

Frédéric HEDOUIN – Du coût environnemental de la gestion du cycle de vie des piles à l'éco-contribution : la démarche d'un éco-organisme

Frédéric HEDOUIN, diplômé d'HEC, est directeur général de COREPILE depuis janvier 2012. Professionnel du marketing produits et du conseil, il a travaillé pendant 10 ans chez Duracell (France, Europe et International) et a occupé les fonctions de Directeur Associé chez Effet de Levier, cabinet de conseil en environnement et performance durable.

Le principe de « responsabilité élargie du producteur » (REP), selon lequel les personnes responsables de la mise sur le marché de produits doivent assurer la gestion des déchets issus de ces produits en fin de vie, s'est traduit en France par la mise en place de nombreuses « filières REP », dont celle gérant les piles et accumulateurs usagés.

Les producteurs, importateurs et distributeurs s'acquittent généralement de leur obligation en mettant en place des structures collectives appelées éco-organismes, auxquels ils versent une contribution financière et dont ils assurent la gouvernance. Pour les piles et accumulateurs portables (P & A), Corépile et Screlec sont les 2 éco-organismes agréés par l'Etat jusqu'au 31 décembre 2015¹⁰.

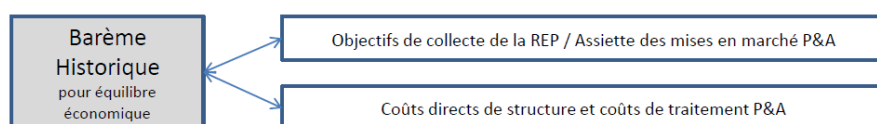
Le cahier des charges de l'agrément des éco-organismes P & A, stipule : « Le barème des contributions que le titulaire perçoit auprès de ses producteurs adhérents est [...] modulé en fonction de critères environnementaux liés à la fin de vie des P&A et n'entraînant pas de transfert de pollution vers une autre étape du cycle de vie [...]. Ces critères de modulation sont liés aux effets potentiels des substances utilisées dans les P&A sur l'environnement et la santé humaine, aux coûts de traitement des P&A usagés ainsi qu'à la capacité des P&A [...] ».

Pour concevoir les modulations du barème des contributions, les deux éco-organismes de la filière ont commandé une étude, réalisée par le cabinet Effet de levier, dont les résultats font l'objet de cette présentation.

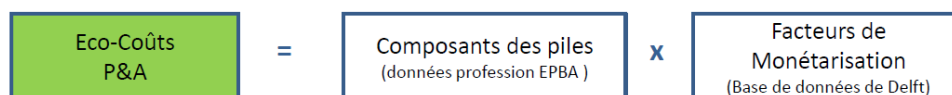
Méthodologie de calcul du barème éco-modulé

La démarche a été la suivante :

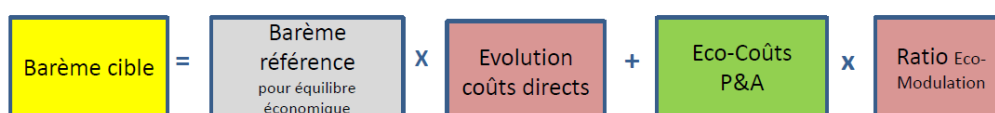
- **1^{ère} étape** : identifier les contributions cibles pour obtenir l'équilibre économique en prenant en compte des objectifs de collecte versus mises en marché des P&A



- **2^{ème} étape** : identifier les impacts environnementaux et de santé humaine en évaluant les éco-coûts par famille de P&A, pour répondre au cahier des charges de la REP



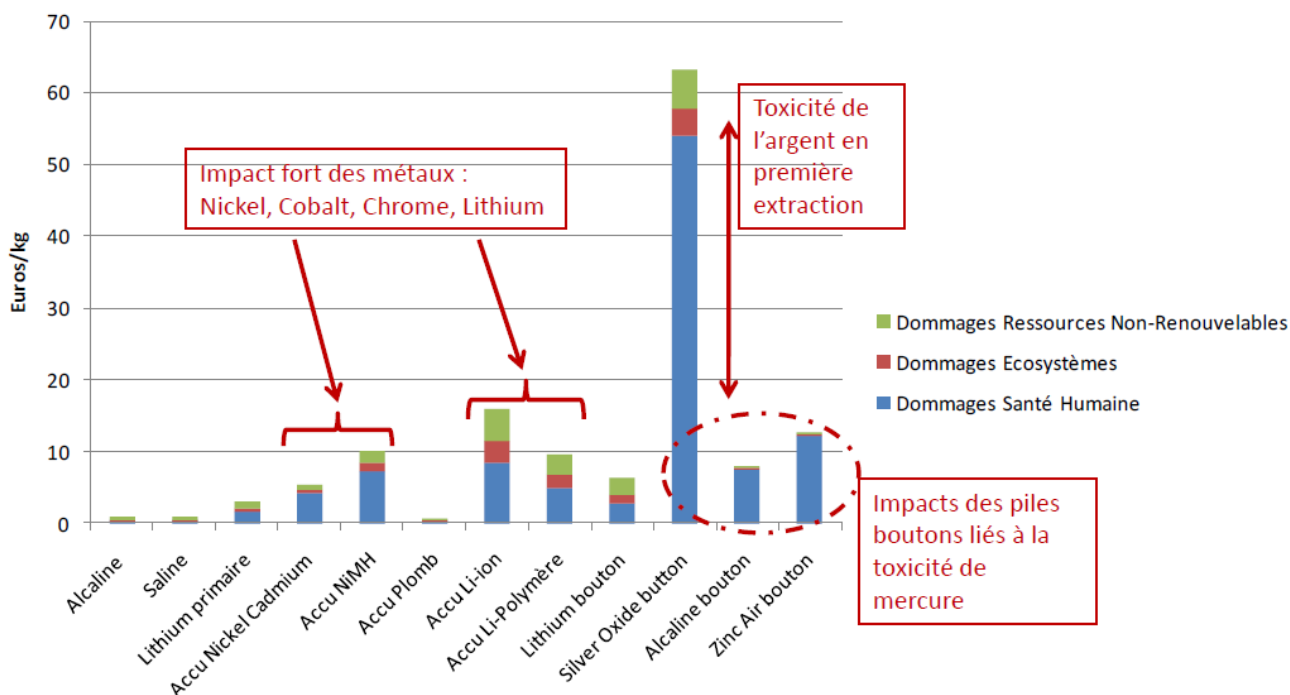
- **3^{ème} étape** : faire évoluer le barème par une valeur éco-modulée (correspondant aux éco-coûts des P&A modulés par un ratio tenant compte des performances et des usages des P&A)



¹⁰ Ils opèrent sur la catégorie des piles et accumulateurs « portables » tant ménager que professionnel (les produits industriels et automobiles sont exclus) soit environ 15 % de tout ce qui est mis sur le marché en piles et accumulateurs en France chaque année : 33 000 tonnes sur 220 000 tonnes toutes catégories (portable + industriel + automobile).

Les éco-coûts

Les éco-coûts reflétant les impacts environnementaux et sur la santé humaine et exprimés en équivalent €/kg ont été calculés sur la base d'une analyse de cycle de vie simplifiée (voir Tableau 1). Pour les douze catégories de systèmes chimiques mis sur le marché (compositions moyennes de l'industrie), les résultats montrent que les effets sur la santé humaine dominent largement les impacts environnementaux considérés (épuisement des ressources et dommages aux écosystèmes).



Répartition des éco-coûts selon les composants des piles

éq. €/Kg	Dommages			Total
	Santé Humaine	Ecosystèmes	Ressources Non-Renouvelables	
Alkaline Manganese	0,46	0,12	0,26	0,84
Zinc Carbon/Salines	0,45	0,13	0,27	0,84
Lithium Manganese Dioxide	1,58	0,56	1,02	3,16
Lithium Manganese Dioxide bouton	2,88	1,16	2,19	6,23
Silver Oxide bouton	53,94	3,90	5,32	63,16
Alkaline Manganese bouton	7,47	0,17	0,28	7,92
Zinc Air bouton	12,19	0,25	0,35	12,78
Nickel Cadmium (primaire)	4,25	0,60	0,90	5,75
Lead Acid (primaire)	1,27	0,18	0,24	1,68
NiMH	7,23	1,28	1,69	10,19
Li-ion	8,39	3,22	4,29	15,90
Li-Po	5,00	1,91	2,72	9,63

Tableau 1 – Les éco-coûts

Source : Calculs réalisés par le cabinet Effet de Levier, basés sur le référentiel de la DELFT University of Technology

Le ratio Eco-modulation

Les éco-couts sont multipliés par ce ratio qui permet de prendre en compte d'autres critères dans la modulation du barème :

- des caractéristiques techniques ou d'usage : la capacité massique de la technologie et le nombre de cycles moyen de recharge ;
- des critères de risque avec notamment un malus pour les métaux lourds comme le cadmium.

Enfin, l'ensemble de l'indice est pondéré par l'impact environnemental moyen de la fin de vie tel que calculé par l'industrie soit 5 % (voir Tableau 2).

Au final l'écomodulation du barème fait passer par exemple la contribution pour une pile alcaline de 0,286 €/kg à 0,303 €/kg (+6 %), et celle d'un accumulateur nickel-cadmium de 0,65 €/kg à 0,8 €/kg (+23 %)

Eco-modulation des barèmes de la filière Piles & Accumulateurs portables			
Paramètres	Caractéristiques prises en compte	Explication	Mode de calcul / Exemples
Eco-coût	Identifier les impacts environnementaux, de santé humaine et de pression sur les ressources non renouvelables à partir de la composition type des différentes familles de Piles et Accus. Les convertir en Eco-Couts	Exprimés en éq. € / Kg, ils permettent de monétariser les impacts dans une même unité de pilotage, donc comparables, dans un objectif de gestion économique, environnementale ou de santé.	Approche réalisée à partir de données représentatives de l'industrie des P&A avec l'EPBA . Calculs réalisés par le Cabinet indépendant "Effet de Levier", basés sur les travaux de la DELFT University of Technology, référentiel européen, opposable , souvent utilisé en études ACV.
Capacité	Efficacité de la technologie, soit la capacité énergétique de chaque famille de P&A rapportée à la même masse	Plus la capacité de la technologie est forte plus l'impact environnemental relatif est réduit	Proportionnalité par rapport aux performances moyennes des P&A . Par exemple, le lithium à une capacité double à l'alkaline et 4 fois celle du NiMH
Cyclage	Usage en nombre de cycles d'utilisation avec recharge complète pour les accumulateurs.	Un avantage est donné à la rechargeabilité pour en valoriser l'usage	Proportionnalité par rapport à un nombre de recharges en moyenne estimée à 30 cycles pour les rechargeables versus 1 seul pour les piles jetables..
Risque : Sécurité / Réputation	Dangerosité Lithium , toutes technologies confondues, avec des risques courts circuits et de départ de feu > donc incidences sur dispositifs de sécurité à chaque étape de tri et de recyclage. Pour les métaux lourds de type Cadmium/Plomb , prise en compte de risques de réputation ou d'image .	Manipulations renforcées, mise sous vermiculite pour piles boutons et "bunkerisation" des lots triés versus risques incendies...	Facteur de risque 5, niveau élevé (équivalent au coefficient maximum sur la capacité). Idem pour réputation / métaux lourds.
	La fiabilité des processus de traitement des alkalines et des salines, boutons, NiMH	Ces processus sont bien éprouvés, sécurisés et viabilisés	Facteur de risque 1 = indice neutre.
Pondération	Pondérer une proportion des éco-coûts dans le barème de la collecte et du traitement des P&A	Les éco-coûts portent sur l'ensemble du cycle de vie. Le barème ne s'applique qu'à la collecte et au traitement de fin de vie.	Ratio de 5% soit du même ordre de grandeur que l' impact environnemental de la fin de vie qui se situe entre 3 et 5 % dans l'industrie. Source EPBA.
Formule d'Eco-modulation	Le ratio d'éco-modulation intègre les éléments détaillés ci-dessus: capacité, cyclage, risque et pondération	L'éco-coût est modulé par le produit du ratio	L'éco-coût ainsi modulé s'ajoute au barème de l'année de référence pour donner un barème éco-modulé cible.

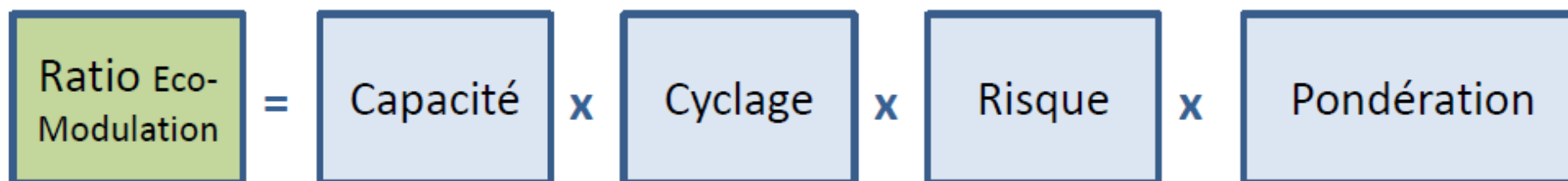


Tableau 2 – Les paramètres de l'éco-modulation

Marguerite-Marie LARROQUE – Investir à l’amont ou à l’aval des captages : quels enjeux et quelles priorités pour l’eau potable ? Le retour d’expérience d’Eau de Paris

Marguerite-Marie LARROQUE est ingénieure Protection de la Ressource chez Eau de Paris.

Eau de Paris s’est remunicipalisée en 2010 et constituerait depuis, avec 2,2 millions d’usagers et 3 millions de consommateurs, la plus grande régie municipale d’eau de France.

Environ la moitié des besoins en eau d’Eau de Paris (560 000m³ par jour) vient d’approvisionnements gravitaires en eaux souterraines, dont les captages sont localisés de 100 à 150 km de la capitale. Ces eaux souterraines sont des émergences naturelles et les territoires participant à l’alimentation de ces captages sont essentiellement des surfaces agricoles. Les ressources en eau souterraines sont impactées par la présence de pesticides et de nitrates à un taux élevé (jusqu’à 60mg/l). Quatre stations de traitement ont été construites entre 2004 et 2009, essentiellement pour traiter les pesticides sur charbon actif, la problématique des nitrates étant gérée pour le moment par un processus de mélange des eaux brutes du fait de la conformation historique des aqueducs. Les coûts d’investissement de ces usines, pour le traitement des pesticides, sont évalués à environ 50 millions d’euros.

Parallèlement à ces actions curatives, des actions préventives ont été engagées dès les années 1990 sur des Aires d’Alimentation des Captages (AAC) : label Ferti-mieux¹¹, substitution de l’atrazine¹², jachères aidées le long des cours d’eau. Ces actions n’ayant pas eu de réel impact sur la qualité des eaux, Eau de Paris s’est lancé en 2008 dans un programme sur les bassins pilotes de la Vigne, de la Voulzie et de la Vanne, visant à accompagner les agriculteurs vers des systèmes agricoles durables et efficaces pour la protection ou la reconquête des ressources en eau. Ce programme consiste d’abord dans une animation de territoire et de conseil technique pour inciter les agriculteurs à faire évoluer leurs pratiques de manière ambitieuse (agriculture biologique, agriculture intégrée). Il s’appuie sur d’autres leviers comme les acquisitions foncières de zones les plus vulnérables, un appui à la structuration des filières et au développement local, et la mise en place d’aides incitatives au changement via le dispositif des Mesures Agro-Environnementales Territorialisées (MAE-T). Une des aides mises en place a permis la revalorisation de l’aide à la conversion à l’agriculture biologique qui est passée de moins de 200 €/ha/an (plafond national 2009) à 377 €/ha/an en 2011 puis à 450 €/ha/an en 2012. La mise en place d’actions pour la préservation de la ressource ne répond pas uniquement à une logique économique mais aussi à une logique de service public d’engagement à fournir une eau de qualité sur le long terme.

Les MAE-T n’ont pas été calibrées sur la base des coûts de traitement évités par Eau de Paris car ceux-ci sont difficiles à évaluer de manière précise. En s’appuyant sur les coûts actuels de traitement des pesticides en usine, ces coûts ont fait l’objet d’une première estimation à hauteur de 170 €/ha/an sur l’AAC de la Voulzie, aire composée à 90 % de terres agricoles. Ces coûts pourraient augmenter si les résidus de nouvelles molécules, utilisées actuellement par les agriculteurs, devaient être traités à l’avenir. De plus, selon que l’on considère qu’il faut agir sur la totalité de l’AAC ou sur un périmètre de protection plus restreint pour obtenir un impact sur la qualité de l’eau, l’importance des coûts varie. Selon les hypothèses retenues, ceux-ci se situeraient dans une fourchette allant de 30 €/ha/an à 930 €/ha/an.

Utiliser des méthodes comme les coûts de traitements évités pour dimensionner des aides aux agriculteurs, assimilées à un Paiement pour Service Environnemental (PSE)¹³, soulèverait donc la question de l’évaluation de ces coûts. Pour Eau de Paris, l’aide à la conversion biologique de 450 €/ha/an est calibrée de manière à lever les freins économiques,

¹¹ Le label Ferti-mieux repose sur un cahier des charges prônant l’utilisation adaptée de fertilisants afin de réduire les risques de pollution des eaux par les nitrates d’origine agricole.

¹² L’atrazine est interdite en France et dans l’Union Européenne depuis 2003 (contrairement aux Etats-Unis), mais les usines traitent les résidus d’atrazine.

¹³ Distingué du service écosystémique.

sociologiques et psychologiques et inciter les agriculteurs concernés au changement de système de production. Cette aide aux agriculteurs se veut être transitoire jusqu'à la stabilisation de leurs pratiques et la viabilisation de leurs nouvelles filières, et n'est pas destinée leur à être versée « *ad vitam aeternam* ».

L'échelle de conversion à l'agriculture biologique récemment atteinte grâce au programme pilote en cours d'Eau de Paris sur la Vanne, la Vigne et la Voulzie est plutôt importante : plus de 10 000 ha sont en MAE, dont plus de 1 500 ha en agriculture biologique, soit la plus grande surface sur une aire d'alimentation de captage en France, qui peut être comparée à celle de la vallée de la Mangfall à Munich. Cette échelle a permis la création à proximité de ces bassins de la 1^{ère} station semencière biologique de France en octobre 2012.

Cette expérience montre qu'il n'apparaît pas pertinent d'opposer au premier abord actions de prévention et actions curatives, car elles sont complémentaires. Le curatif répond à une problématique court terme et à une obligation de traiter l'eau, le préventif répond à une vision de plus long terme. Selon les hypothèses et l'échelle de temps considérés, le préventif pourrait être parfois économiquement moins intéressant que le curatif. L'intérêt d'un service public est de ne pas uniquement s'appuyer sur des arguments économiques de court terme pour réfléchir sur des actions préventives dans une vision de long terme.

Laurent BELLET – Valorisation de l’eau en Durance : économiser l’eau pour optimiser l’efficacité des usages et réduire leurs contraintes

Laurent BELLET, diplômé de l’école polytechnique fédérale de Lausanne, est conseiller Eau et Énergie à EDF, à la direction de la coordination de l’eau. Il avait occupé précédemment plusieurs postes au sein d’EDF.

Les enjeux liés au nexus eau – agriculture - énergie en France et dans la Vallée de la Durance

Le bilan du cycle hydrologique de l’eau en France sur une année est positif : le total des eaux renouvelables est estimé à 168 milliards de m³, dont 10 milliards de m³ sont stockés. Cependant, il peut exister des situations de rareté de la ressource en eau localisées géographiquement et à certaines périodes de l’année. Ces situations peuvent entraîner des conflits d’usages localement.

L’eau, élément incontournable de la production énergétique française

EDF gère 75 % du stock annuel en eaux de surface, grâce à ses barrages hydroélectriques, soit 7,5 milliards de m³ d’eau (à titre de comparaison, le volume d’eau total pour l’alimentation en eau potable de la population française est de 5,5 milliards de m³)¹⁴. L’usage énergétique de l’eau restitue une très grande part de ses prélèvements au milieu, c’est un usage peu consommateur.

L’eau, soutien de l’agriculture irriguée en France

L’agriculture irriguée est le principal consommateur d’eau en France. En effet, bien que l’agriculture ne représente que 15 % des prélèvements, elle couvre, en moyenne annuelle, 48 % de la consommation (79 % en été). Ces prélèvements se concentrent sur une période courte de l’année, qui est aussi la période d’étiage où la disponibilité en eau est moindre.

Face à l’augmentation de la demande en eau dans des régions où la disponibilité n’est pas suffisante, la répartition locale des ressources en eau en collaboration avec l’ensemble des parties prenantes semble être la solution aux enjeux de rareté de l’eau. C’est d’ailleurs tout l’enjeu des Agences de l’Eau en France aujourd’hui au-delà des efforts importants réalisés dans le domaine de la qualité d’eau et la mise en œuvre de la directive cadre sur l’eau.

La vallée de la Durance, laboratoire d’une collaboration agriculture - énergie

La vallée de la Durance, dans le Sud-Est de la France, est une vallée de 11 700 km², dans laquelle le débit moyen est de 180 m³/s. Cette vallée est soumise à des crues éclair, typiques de cette région, dont les débits peuvent atteindre la valeur de 6 000 m³/s. Les apports en eau étant irréguliers, il devenait indispensable de stocker les surplus saisonniers afin d’étaler sur une année la disponibilité en eau.

En plus des opportunités de production hydroélectrique, les infrastructures répondent aussi à cet enjeu de protection contre l’excès, et le déficit quantitatif en eau a été à l’origine de la construction des deux grands barrages-réservoirs de Serre-Ponçon et de Sainte-Croix. Ceux-ci sont associés à 21 centrales hydroélectriques et 13 barrages dont le démarrage est synchrone, lorsque les besoins en énergie hydroélectrique sont exprimés¹⁵. Cet aménagement linéaire au démarrage synchrone facilite le placement optimal de la production énergétique aux périodes de pointe. La chaîne de la Durance a été conçue volontairement avec un rejet de ses eaux dans l’Étang de Berre (eau mer) pour en améliorer par dilution la qualité d’eau alors fortement dégradée par l’industrie pétrochimique et les rejets urbains. Avec la diminution progressive

¹⁴ Pour information, ce sont 21,5 milliards de m³ d’eau qui sont prélevés chaque année pour le refroidissement des centrales nucléaires et thermiques.

¹⁵ L’énergie hydroélectrique avec stockage est utilisée en complément de l’énergie nucléaire de base pour répondre aux fluctuations de demande en énergie, puisque sa production peut fluctuer rapidement, contrairement à la production d’énergie nucléaire. En effet, un barrage hydroélectrique peut fonctionner à pleine puissance en quelques minutes.

des différents rejets et cette dilution, la qualité s'est améliorée mais se pose le problème de l'équilibre de cet écosystème eau douce/eau salée. Des limites de rejets ont donc été progressivement imposées.

Succès d'un contrat entre un énergéticien et des agriculteurs pour des économies d'eau

Construit dans les années 1950, le barrage de Serre-Ponçon, sur la rivière de la Durance, dans les Alpes, a une capacité de production de 6,5 milliards de kWh d'électricité. Ce barrage est à multi-usages puisqu'il fournit de l'eau pour les usages eau potable, industriel et agricole ; il permet le stockage de 1,3 milliards de m³, et est aussi un haut lieu de villégiature. EDF doit contractuellement fournir annuellement 450 millions de m³ (dont 200 pour Serre-Ponçon et 250 pour la partie Verdon) aux irrigants de la vallée entre le 1^{er} juillet et le 30 septembre (dont 78 % avant le 31 août). Or, cette période est aussi la période pendant laquelle la production hydroélectrique est la plus sollicitée. EDF avait pour objectif de trouver un moyen pour réduire la demande en eau des agriculteurs auprès du barrage EDF à multi-usages de Serre-Ponçon.

EDF a alors signé, en 2000, une convention d'économies d'eau avec deux coopératives agricoles (représentant 140 000 ha), pour 6 ans, dans laquelle EDF s'engageait à compenser les agriculteurs si les objectifs de réduction d'eau étaient atteints (objectif de 44 millions de m³). Cette convention a eu un tel succès que deux amendements avec des objectifs plus ambitieux ont été signés par la suite, en 2003 (objectif de 65 millions de m³) et en 2006 (objectif de 90 millions de m³).

Finalement, les prélèvements agricoles sont passés de 1997 à 2006 de 310 à 201 millions de m³ (soit une baisse d'environ 35 %). Une autre convention est en cours de rédaction, impliquant de nouveaux acteurs tels que l'Agence de l'Eau et les collectivités locales, afin que tous s'engagent à une réduction des prélèvements en eau sur ce stock de Serre-Ponçon.

Le modèle économique est équilibré, d'où la signature successive d'avenants afin de prolonger la situation. Ce modèle a pu être mis en place dans la Vallée de la Durance, car les infrastructures (avec le démarrage synchrone de la chaîne) d'EDF constituent l'équivalent d'un seul aménagement de puissance significative, ce qui permet d'obtenir une optimisation du placement de l'énergie non altérée par des facteurs externes (sauf la contrainte de l'Etang de Berre). D'autre part la marge de progrès d'efficacité dans la gestion de la ressource des irrigants était ici significative ce qui n'est peut être pas le cas partout (lié à la technique utilisée).

Les trois gagnants de cette situation « win-win-win »

Pour l'énergéticien, le facteur clé est un meilleur placement de l'énergie aux périodes de pointe. Ainsi, selon le modèle Parsifal d'études économiques de EDF, pour une économie d'eau de 30 à 100 millions de m³, le gain économique varie quasiment linéairement.

L'agriculteur irrigant est indemnisé pour ses économies d'eau à hauteur des pertes de rendement associées. Cet arrangement étant volontaire, il semblerait que les indemnités soient calculées de manière pertinente par rapport à l'assolement local.

Le troisième gagnant est l'environnement. En effet, du fait de la contrainte de l'Etang de Berre 84 % du débit économisé n'est pas turbiné mais restitué à la rivière et donc au milieu.

Christoph MOCKLINGHOFF – Les produits d'assurance face aux risques d'atteintes à la biodiversité

Christoph MOCKLINGHOFF, docteur en ingénierie des procédés de l'Université Technique de Berlin, est directeur du Département Risques Environnementaux chez Marsh S.A., filiale du groupe Marsh et Mac Lennan Companies, groupe mondial de courtage en assurance et de conseil en gestion de risques.

Le secteur de l'assurance représente 8 % du produit intérieur brut au niveau mondial. La mutualisation des risques constitue de ce fait un sujet important.

L'assurance existe depuis l'Antiquité. En Mésopotamie, des découvertes de « contrats » en plaques comportant des inscriptions cunéiformes attestent de l'existence de l'assurance dès le 6^{ème} siècle avant Jésus Christ.

Les risques courus par les caravanes traversant le désert d'Arabie et les bateaux naviguant sur la Mer Rouge pouvaient être « assurés » à travers un prêt commercial qui était obtenu moyennant le paiement d'avance des intérêts et d'une commission de risque de 20 %. Le prêt commercial n'était alors remboursable qu'en cas d'issue heureuse du voyage.

Le modèle de l'assurance se met en place lorsque l'évaluation du risque est possible car elle est essentielle au calibrage de la prime.

Il existe trois familles d'assurances :

- l'assurance dommages : elle couvre les risques qui pèsent sur le patrimoine comme l'incendie, les dégâts des eaux, le vol ou encore les pertes ;
- l'assurance responsabilité civile : elle couvre les risques d'engagement des responsabilités civiles, contractuelles ou délictuelles. Elle couvre les dommages causés aux tiers et à leurs biens appropriés ;
- l'assurance-vie : elle couvre les risques pesant sur la vie. Ces assurances ont un statut juridique différent de celui des deux autres. En effet, les règles comptables ne sont pas les mêmes.

Il existe aujourd'hui une nouvelle catégorie d'assurance qui couvre les risques biodiversité. Or, la nature a une spécificité : elle n'appartient à personne. Cette assurance a émergé avec la directive européenne sur la responsabilité environnementale (directive 2004/35/CE) qui introduit la notion de dommage pur à l'environnement. Transposée en droit français par la loi du 01/08/2008 (dite loi sur la responsabilité environnementale ou loi LRE), elle crée un régime de police administrative qui a été précisé par le décret du 23 avril 2009.

Elle vise les responsabilités pour des dommages causés à des biens (de nature exceptionnelle) non appropriés :

1. Espèces et habitats naturels protégés (zone Natura 2000) ;
2. Eaux ;
3. Sols.

Le régime de responsabilité biodiversité introduit quatre nouveautés :

- une responsabilité pour des biens non appropriés (espèces et habitats protégés qui couvrent en France 15 % de la superficie du territoire, mais également les sols et les eaux) ;
- un principe de réparation en nature et non d'indemnisation (il s'agit de reconstituer l'équivalent du dommage créé) ;
- l'application d'une police administrative à toutes les activités réglementées ;
- une responsabilité sans faute pour un nombre important d'installations classées soumis à autorisation.

Les marchés d'Assurance et de Réassurance ont décidé d'accompagner cette nouvelle responsabilité. Néanmoins, ils considèrent que cette nouvelle responsabilité ne peut pas relever des garanties responsabilité civile générale. C'est pourquoi les marchés de l'assurance environnement ont créé des couvertures « transversales multi-branches ».

Une bonne estimation du risque est la condition indispensable au dimensionnement de la prime d'assurance. Cela suppose de connaître la valeur des biens environnementaux et donc de prendre en compte, dans cette évaluation du risque, la localisation de l'entreprise. Parallèlement, il s'agit également de bien comprendre le fonctionnement du site afin de pouvoir estimer l'impact financier de sinistres potentiels et d'estimer la probabilité d'occurrence des sinistres.

Certaines entreprises (notamment des grandes entreprises) ont d'ores et déjà intégré cette nouvelle responsabilité dans la gestion de leur risque. Pour les petites et moyennes entreprises, un gros travail de pédagogie et d'information reste à faire.

Pour l'estimation de la valeur des biens environnementaux, le secteur des assurances est très intéressé par les méthodes préconisées dans le cadre de la mise en œuvre de la LRE (cf. atelier n°4).

Atelier n°4 : Limites et complémentarités de l'évaluation économique

Hélène Gaubert – Valoriser sans monétariser : les méthodes d'équivalence pour la mise en œuvre de la loi responsabilité environnementale (LRE)

Hélène Gaubert, docteur en écologie, est chargée de mission sols, milieux et responsabilité environnementale au bureau de l'évaluation des politiques des risques, de l'eau et des déchets du MEDDE. Auparavant, elle a beaucoup travaillé à l'international (Nations Unies) comme experte sur les projets en matière de biodiversité.

La loi sur la responsabilité environnementale (LRE) adoptée le 1^{er} août 2008 transpose en droit français la directive 2004/35/CE (DRE), qui établit un cadre de responsabilité environnementale fondé sur le principe du pollueur-payeur. Un exploitant responsable d'un dommage concerné par la LRE doit réparer les dégâts occasionnés **en nature**, c'est-à-dire en identifiant et en menant lui-même sur le terrain les opérations de réparation, à un coût raisonnable pour la société. Toute compensation financière est explicitement exclue.

Le dommage pour être réparé doit être **pur** (détériorations directes ou indirectes mesurables qui affectent certaines ressources naturelles, certains services écologiques et services rendus au public) et qualifié de **grave**. Il doit concerner des dégâts occasionnés aux eaux, à des espèces et habitats naturels protégés et aux sols s'il y a un risque grave pour la santé.

La LRE définit trois catégories de réparation pour les dommages causés aux eaux et aux espèces/espaces protégés :

- la réparation primaire, action mise en œuvre pour permettre au milieu endommagé de retourner à son état initial ;
- la réparation complémentaire, action mise en place lorsque la réparation primaire ne permet pas au milieu de retourner à son état initial ou que ce retour est trop lent ;
- la réparation compensatoire, action mise en œuvre pour compenser les pertes intermédiaires de ressources et/ou de services qui surviennent entre le moment où le dommage se produit et le moment où le milieu retourne à son état initial.

Les réparations complémentaires et compensatoires sont dimensionnées (dans le temps et dans l'espace) de manière à ce que les pertes issues du dommage égalent les gains fournis par le projet de restauration. Selon la LRE, ce dimensionnement doit se faire en priorité par le biais d'approches spécifiques et innovantes : **les méthodes d'équivalence**. Le projet de restauration sera dimensionné sur la base d'équivalence biophysique, écologique et non pas monétaire. La méthode d'équivalence dite HEA (Habitat Equivalency Analysis) est la plus utilisée et raisonne en termes de **services écologiques** (liés à des fonctions écologiques et non pas à des bénéfices pour l'homme). Le projet de restauration issu de ces méthodes fournira des ressources et/ou des services de même type, de même qualité et de même quantité que les ressources et/ou les services avant le dommage.

Lorsque l'utilisation des méthodes d'équivalence s'avère impossible (par manque d'informations sur l'état initial du milieu par exemple) la loi propose d'utiliser les approches par la valeur, notamment l'approche valeur-valeur. Le calcul des pertes intermédiaires se base alors sur une perte de bien-être issue du dommage (comme des pertes de services récréatifs par exemple). Les ressources et ou les services restaurés seront non pas de même type et de même qualité que ceux initialement fournis par le milieu mais de type et de qualité comparables (par exemple deux espèces du même genre, occupant des habitats proches).

Ces deux types d'approches n'ont jamais été appliqués en France puisqu'à ce jour il n'existe aucun cas d'application de la LRE. Néanmoins, nous les avons testées sur un cas antérieur à l'entrée en vigueur de la LRE : la pollution accidentelle du gave d'Aspe (Pyrénées-Atlantiques) survenue en juin 2007. Il s'agit du déversement accidentel d'un camion contenant

17 000 litres d'hydroxyde de potassium dans le Gave d'Aspe. Les dommages sont immédiats : élévation du pH à 12, mortalité totale de la faune et de la flore sur 4 km et interdiction de la pêche entre 3 à 5 ans.

Il existe **des points communs à ces deux approches** dont :

- l'utilisation d'un proxy c'est-à-dire un indicateur biologique ou écologique représentatif du milieu endommagé. Ce proxy servira à déterminer l'état initial du milieu endommagé et à calculer les pertes dues au dommage et les gains issus de la restauration.
- le recours à l'actualisation pour le calcul des pertes et des gains.

Le coût du projet de restauration

La différence entre les deux approches concerne le coût du projet de restauration. L'application de la méthode HEA permet d'identifier un projet in situ d'entretien et de restauration des berges d'une durée de 10 ans à mettre en place sur 6 km de berges. Son coût est d'environ 100 000 €.

L'approche valeur-valeur appliquée à la pêche récréative permet de retenir un projet d'aménagement d'un coin de pêche sur un affluent du gave d'Aspe (où une interdiction de pêche est en vigueur pour une durée de 3 à 5 ans). Ce projet ex situ a une durée de 10 ans, doit être mis en œuvre sur 1,6 km de berges et a un coût de 50 000 €, soit moitié moins que dans le projet précédent.

Ce différentiel de coût est cohérent avec le dimensionnement des deux projets : 6 km dans le 1^{er} cas, 1,6 km dans le second.

Des avantages et des inconvénients très distincts

Les méthodes d'équivalence répondent le mieux aux objectifs de la LRE à savoir la réparation en nature des dommages occasionnés. En effet il s'agit avec ces méthodes de raisonner sur la globalité d'un écosystème (services écologiques liés à des fonctions) et non pas comme avec la méthode valeur-valeur sur les seuls bénéfices pour l'homme (vision anthropocentrique).

Ces méthodes mobilisent néanmoins une quantité importante de données scientifiques et reposent sur de nombreuses hypothèses, qu'il conviendra d'ajuster au fur et à mesure de leur meilleure connaissance ;

Quant aux approches par la valeur, ce sont des méthodes d'évaluation traditionnelles donc bien connues. Néanmoins, basées sur une valeur anthropocentrique de l'environnement, elles peuvent amener à sa sous-évaluation ou à sa sur-évaluation.

Pour toutes ces raisons, **la LRE préconise d'utiliser les méthodes d'équivalence en priorité.**

Natacha Crespin – Dépasser l'analyse coût-bénéfice : l'analyse multicritères, un outil d'aide à la décision des mesures de prévention des inondations

Natacha Crespin, ingénieure de l'ENTPE, est chargée d'études sur les risques au sein du bureau de l'évaluation des politiques des risques, de l'eau et des déchets du MEDDE.

La méthode de l'analyse coûts-bénéfices (ACB) appliquée aux inondations : enjeux et limites

1. La méthode de l'ACB

Face à un territoire exposé à des inondations, les pouvoirs publics développent des stratégies de gestion du risque. L'une de ces stratégies consiste à protéger le territoire contre des événements, grâce à la mise en œuvre de mesures structurelles (digues, perrés, murs...). Ces mesures structurelles sont généralement à l'origine de bénéfices pour le territoire (coût des dommages évités, vies humaines épargnées...). Inversement, ces mesures représentent aussi des coûts correspondant aux études préalables, aux travaux, à leur maintenance et à leur exploitation. L'analyse coûts-bénéfices est un outil d'aide à la décision pour les pouvoirs publics afin d'étudier l'opportunité de ces stratégies de gestion du risque inondation sur leur territoire.

L'analyse coûts-bénéfices se base sur la comparaison, dans un cadre précis, des bénéfices et des coûts d'une mesure afin de tester sa pertinence économique ; la mesure est jugée pertinente si la somme des bénéfices excède les coûts. L'ACB nécessite donc d'évaluer, avec un niveau de précision suffisant, les dommages potentiellement évités grâce au projet, en estimant les dommages pour la situation de référence (état initial) et les dommages en situation aménagée.

Le résultat d'une ACB se traduit par une Valeur Actualisée Nette (VAN), qui représente la différence entre les bénéfices potentiels du projet (DEMA) et ses coûts (C_i) sur un horizon temporel de n années (voir Eq. (1)). Pour être pertinent économiquement, le projet doit présenter une VAN positive.

$$(1) \quad VAN = -C_0 + \sum_{i=0}^n \frac{1}{(1+r_i)^i} (DEMA - C_i)$$

2. Le contexte du développement des ACB

En 2007, dans le contexte de la Directive Inondations qui stipule que « les plans de gestion des risques d'inondation doivent tenir compte d'aspects pertinents tels que les coûts et avantages », le ministère de l'écologie publie une « synthèse des évaluations socio-économiques des instruments de prévention des inondations ». Celle-ci relève à la fois l'absence regrettable de guide méthodologique national et de nombreuses pistes de recherche à développer.

Le ministère de l'écologie organise alors la production d'un cahier des charges de l'ACB et d'annexes techniques à destination des maîtres d'ouvrage de mesures de prévention des inondations. La méthode développée est assumée comme une méthode rapide et simple à mettre en œuvre à court terme, pour réaliser une analyse coûts-bénéfices. Les annexes techniques associées au cahier des charges se basent sur une synthèse des outils jugés les plus adaptés (meilleures pratiques existantes). Commencé en septembre 2009, ce travail s'est achevé durant l'été 2010. Disposant d'une méthode d'analyse économique des projets de protection contre les inondations, le ministère impose alors, dans le cadre du nouvel appel à projet PAPI (Programmes d'actions de prévention contre les inondations) lancé en 2011, que la labellisation d'un projet (et les subventions étatiques associées) soit conditionnée par la réalisation d'ACB pour les mesures structurelles les plus coûteuses.

La méthode développée dans les annexes techniques est considérée comme perfectible : le ministère s'engage alors dans la production d'une seconde méthode plus aboutie, à publier dans un prochain guide à échéance de décembre

2013. Ce travail inclut la réalisation des études et travaux jugés nécessaires pour améliorer les outils disponibles pour réaliser une ACB. D'autre part, le travail cherche à davantage intégrer dans l'évaluation économique les bénéfices sociaux, environnementaux et patrimoniaux des projets ; dans la première version, les bénéfices comptabilisés étaient en effet essentiellement les dommages matériels. Cette nouvelle méthode s'inscrit ainsi directement dans la dynamique de la Directive Inondations qui demande à prendre à compte « les conséquences négatives potentielles d'inondations futures en termes de santé humaine, d'environnement, de patrimoine culturel et d'activité économique ».

3. Difficultés et limites de la méthode ACB actuelle

La méthode ACB développée dans les annexes techniques présente deux grands types de limites. La première est liée à l'applicabilité des outils proposés ; la seconde est intrinsèque à l'ACB et découle des limites de la monétarisation des dommages induits par une inondation.

La difficulté principale de l'ACB réside dans l'évaluation monétaire de l'impact d'une inondation sur un territoire. Des courbes de dommages de référence, issues de la littérature, ont été compilées et explicitées dans les annexes techniques et permettent aux porteurs de projet de calculer les dommages associés à une inondation pour différents types d'enjeux : les logements, les entreprises, les activités agricoles... Néanmoins, ces courbes sont parfois obsolètes (car exprimées en francs 1991 par exemple), imprécises ou inadaptées aux bases de données actuellement disponibles... Par ailleurs, certains enjeux ne font l'objet d'aucune courbe de dommages (c'est le cas des équipements publics).

Outre cette limite d'applicabilité, les courbes de dommages ne tiennent compte que des dommages directs tangibles¹⁶. Par conséquent, les dommages indirects et intangibles sont de fait non comptabilisés dans l'ACB, ce qui induit un biais dans le résultat final et dans l'appréciation de la pertinence économique du projet. L'impact des inondations sur la santé humaine, l'environnement ou le patrimoine culturel par exemple n'est pas capté dans l'ACB car il reste difficilement quantifiable à l'échelle micro adoptée pour l'analyse¹⁷.

L'analyse multicritères (AMC) : un outil d'aide à la décision plus complet

1. La méthode de l'AMC

Si l'ACB permet de comparer différents projets entre eux sur la base d'un unique critère monétaire, celui de la valeur actualisée nette (VAN), l'objectif de l'AMC est de compléter la VAN par une analyse de la pertinence des projets sur la base de critères complémentaires, quantitatifs ou qualitatifs.

Ainsi, dans la méthode d'analyse multicritères proposée, les dommages (facilement) monétarisables sont agrégés dans l'indicateur de VAN, tandis que les dommages non (ou difficilement) monétarisables sont exprimés au travers de critères « bruts ». L'exercice consiste à calculer ces indicateurs avec et sans les mesures de prévention projetées.

L'AMC ne remplace donc pas l'ACB, mais la complète. Cette méthode plus globale permet d'évaluer si une mesure de protection est nécessaire (aide au diagnostic du territoire), pertinente (efficacité et efficacité de la mesure) et suffisante (analyse des enjeux « oubliés » par la mesure). Il faut cependant noter que le guide méthodologique ne fournit pas de méthode d'appréciation synthétique des critères entre eux puisqu'il ne propose pas de grille de pondération.

L'AMC est donc un outil d'aide à la décision pour les maîtres d'ouvrages de politiques publiques de prévention des risques. Elle permet de mettre en comparaison les intérêts des différentes solutions techniques existantes. Un maître

¹⁶ Avec une réserve notable : certains dommages indirects, comme les pertes d'exploitation des entreprises liées à leur arrêt d'activité, sont aussi captés par certaines courbes.

¹⁷ L'ACB se base sur des calculs de dommages pour différents scénarios d'inondations définis par des paramètres de hauteur d'eau, de vitesse du courant, de durée de submersion et de temps de retour à la normale. La relation entre l'aléa ainsi caractérisé et les dommages physiques induits reste très difficile à établir sur les enjeux environnementaux, patrimoniaux ou de santé humaine.

d'ouvrage peut donc construire sa stratégie de gestion du risque d'inondation en s'appuyant sur les résultats de l'AMC. L'AMC est également un moyen de justifier, a posteriori, des choix faits et des actions proposées.

2. Les travaux menés sur le guide AMC

Pour identifier les indicateurs pertinents pour évaluer les conséquences des inondations en matière de santé humaine, d'activité économique et de patrimoine culturel comme environnemental (voire les effets annexes éventuels des projets), le ministère s'appuie sur un groupe d'experts nationaux : ces experts travaillent au CEPRI, à l'IRSTEA, au CETE-Méditerranée, au CGDD, à la DGPR, à la DREAL Rhône-Alpes, au sein de l'EPTB-Loire, et à la MRN...

Deux travaux parallèles ont été menés sur l'AMC. D'une part, le groupe de travail s'est attaché à améliorer les outils de l'ACB en construisant de nouvelles fonctions de dommages pour les enjeux logements, entreprises, activités agricoles et équipements publics. Les réflexions ont été largement alimentées par les retours d'expériences des ACB présentées dans les dossiers PAPI pour leur labellisation. D'autre part, le groupe a identifié une liste de 20 indicateurs quantitatifs permettant de saisir le plus largement possible l'impact d'une inondation ; ils sont accompagnés d'indicateurs qualitatifs permettant d'identifier plus facilement certains dommages potentiels (par exemple l'impact de l'inondation sur l'économie en cas de maintien d'activités économiques clé en zone inondable, malgré les mesures). Ces indicateurs ont été sélectionnés pour leur représentativité de l'impact d'une inondation et la disponibilité des données mobilisables pour les calculer.

Le guide de l'AMC présente donc dans son volet ACB des nouvelles fonctions de dommages, la méthode d'utilisation associée à ces fonctions, leurs limites, etc. Côté indicateurs, le guide propose des « fiches techniques » qui décrivent chaque indicateur et détaillent sa portée, ses limites, les données en entrée, la méthode de calcul et sa représentation cartographique.

Etat des lieux du travail réalisé et perspectives

1. Travaux complémentaires sur l'ACB (courbes de dommages)

Une première version V0 du guide méthodologique AMC a été produite en septembre 2012. La partie indicateurs y est quasiment finalisée, mais la partie ACB doit encore être enrichie et améliorée. Des fonctions de dommages aux logements et aux activités agricoles y sont présentées, et seront complétées par des fonctions de dommages aux entreprises et aux équipements publics pour la version finale du guide prévue en décembre 2013.

2. Consultation publique et expérimentation sur sites pilotes

La version V0 du guide a été mise en ligne en novembre 2012. Elle est soumise à consultation publique jusqu'en avril 2013¹⁸.

Par ailleurs, afin de bénéficier de retours d'expériences de terrain, les indicateurs vont être testés sur des territoires pilotes dans le cadre de projets PAPI en construction sur la période mars 2013-octobre 2013.

¹⁸ Les retours sur le guide AMC sont attendus à l'adresse consultation-amc@developpement-durable.gouv.fr

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

Retrouver cette publication sur le site :

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

Monétarisation des biens et services environnementaux

Quelles utilisations pour les politiques publiques et les décisions privées ?

Actes du séminaire du 13 décembre 2012

Le Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable, au sein du Commissariat général au développement durable, a pour mission de développer et diffuser les méthodes de valorisation économique des politiques, réglementations, biens et services environnementaux, sur la biodiversité, les patrimoines naturels et aménités environnementales. C'est à ce titre qu'il a organisé le 13 décembre 2012 la troisième édition du séminaire sur la monétarisation des biens, services et impacts environnementaux.

Le premier séminaire organisé en 2010 avait permis de faire le point sur les problématiques méthodologiques de la valorisation économique des biens et services environnementaux. La seconde édition, organisée en 2011, a été l'occasion d'aborder la mise en œuvre des méthodes de monétarisation à travers la présentation d'études de cas et de leurs résultats. Cette troisième édition a permis d'examiner la question de l'utilisation des valeurs issues de ces méthodes, aussi bien dans les politiques publiques que dans les décisions des acteurs privés, et de leurs finalités.

Ce séminaire sur la monétarisation réunit chaque année aussi bien des experts et des praticiens des techniques de monétarisation que des utilisateurs des valeurs qui en sont issues. Il permet de rassembler et de faire dialoguer des représentants du monde académique, les personnels des administrations et les acteurs privés concernés par ces problématiques.



Dépôt légal : Novembre 2013
ISSN : 2102 - 4723