



Méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux et impacts cumulatifs

Issaka Dialga

► **To cite this version:**

Issaka Dialga. Méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux et impacts cumulatifs. 2016. hal-01308755

HAL Id: hal-01308755

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-01308755>

Submitted on 28 Apr 2016

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

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

Méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux et impacts cumulatifs

Issaka Dialga*

2016/09

(*) LEMNA - Université de Nantes

Méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux et impacts cumulatifs.

Issaka DIALGA*

Résumé

Ce papier propose une synthèse critique des méthodes statiques d'évaluation économique des biens et services environnementaux et des impacts résultant des activités anthropiques. A la suite de l'analyse critique des méthodes traditionnelles, nous développons une approche dynamique de l'évaluation environnementale. La méthode dynamique permet la prise en compte simultanée de trois effets de l'impact de l'activité humaine sur l'environnement : un effet quantité lié à la multiplication des activités polluantes ; un effet temporel lié à l'accumulation des impacts au cours du temps et un effet de coût de l'inaction relatif au report des efforts ou des investissements dans les mesures de remédiation. La combinaison de ces trois effets permet d'établir une trajectoire des impacts cumulatifs des activités humaines sur l'environnement et d'identifier des éventuels seuils d'irréversibilité des impacts environnementaux.

Abstract

This paper offers a critical synthesis of static methods for economic valuation of environmental goods and services and impacts resulting from human activities. Following the critical analysis of traditional methods, we develop a dynamic approach to the environmental assessment. The dynamic method allows simultaneous consideration of three effects of the impact of human activity on the environment: an amount related to the multiplication effect of polluting activities; a timing effect related to the accumulation of impacts over time and an effect of the cost of inaction on the postponement of efforts or investments in remedial measures. The combination of these effects allows the establishment of a trajectory of cumulative impacts of human activities on the environment and to identify possible thresholds of irreversible environmental impacts.

* LEMNA, Laboratoire d'Economie et de Management de Nantes-Atlantique, université de Nantes

Chemin de la censive du Tertre, 44322 Nantes cedex 3, France ; email : issaka.dialga@univ-nantes.fr

Tel : +336 69 32 87 67

Mots clés : biens et services environnementaux ; évaluation dynamique, impacts cumulatifs ; coût de l'inaction ; seuil d'irréversibilité

Key words: environmental goods and services; dynamic assessment; cumulative impacts; inaction cost; irreversibility threshold

1. Introduction

Le discours sur la préservation de l'environnement¹ est celui le plus répandu aussi bien dans les médias que dans le débat académique. Cependant, lorsqu'il s'agit de chiffrer cette importance de l'environnement, les défenseurs se trouvent parfois démunis. En effet, comment évaluer de manière exhaustive l'ensemble des biens et services rendus par l'environnement ? Comment quantifier les pertes éventuelles encourues lorsqu'on venait à perdre ce capital naturel ? Comment quantifier la diminution de ce capital naturel suite à une ou plusieurs activités anthropiques ? De quelle manière peut-on évaluer cette perte liée aux activités humaines dans la durée ? Ce sont autant de questionnements qui ne trouvent pas de réponses immédiates même auprès des experts de l'environnement.

L'évaluation monétaire des biens et services environnementaux de même que les impacts cumulatifs liés aux activités humaines ne doit pas être perçue comme une tendance à « tout monétariser ». Elle répond à des nécessités d'ordre pratique. D'abord, l'évaluation monétaire permet de mettre en évidence le potentiel du capital naturel disponible. Ensuite, cette connaissance de l'existant aide à conscientiser sur les risques encourus liés à son éventuelle extinction et les coûts de remplacement de ces biens et services environnementaux. Évaluer par exemple la diminution du stock du capital naturel, c'est implicitement estimer « notre dette écologique » vis-à-vis des générations à venir. Enfin, l'évaluation économique des biens et services environnementaux et des impacts cumulatifs permet des choix décisionnels et des actions pragmatiques.

Au regard de cette pertinence, le présent papier présente une synthèse des méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux (section 2) à l'état actuel

¹ L'environnement étant entendu comme l'ensemble des éléments naturels objectifs (qualité de l'air, bruit, température, forêts, sols, etc.) et artificiels objectifs (l'ensemble du bâti) qui constituent le cadre de vie d'un individu. L'environnement englobe également des éléments subjectifs tels que la beauté d'un paysage, la qualité d'un site, etc.

des connaissances. La section 3 présente une application au secteur des mines des méthodes décrites en section 2. La section 4 essaie une extension de quelques méthodes dans le but d'évaluer des impacts environnementaux de longue durée (impacts cumulatifs). La section 5 conclut en ouvrant le débat sur les défis scientifiques que soulèvent les méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux et les impacts cumulatifs des activités humaines.

2. Les méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux

Chercher à quantifier les biens environnementaux est un exercice ambitieux. Il le devient plus encore pour les services environnementaux. Quel prix peut-on attribuer à l'air respiré à chaque instant ? Quel est le prix associé aux aménités environnementales telles que la beauté d'un paysage par exemple ? S'il est difficile d'approximer le prix intrinsèque des biens et services environnementaux, il est cependant possible d'évaluer soit leurs coûts de maintien (coûts de purification de l'air), soit leurs coûts de remplacement (paysage artificiel), soit les coûts des conséquences négatives ou positives sur les biens et services environnementaux (coûts des impacts environnementaux).

Les experts de l'environnement ont développé plusieurs approches permettant d'approximer les différents types de coûts cités en exemple plus haut.

On peut succinctement distinguer deux types de méthodes toutes complémentaires dans l'évaluation des biens et services environnementaux.

2.1. Les méthodes directes : la méthode des prix hédoniques, le coût de remplacement et la méthode de coût de déplacement.

Les méthodes dites directes s'appuient sur des marchés existants ou réels des biens et services environnementaux. Deux cas de figure peuvent se présenter :

Soit, il existe *un marché pour un bien environnemental*. Dans ce cas, l'exercice est relativement simple à conduire. Il s'agit, en utilisant les prix du marché, d'estimer la valeur économique et plus précisément la valeur monétaire de ce bien environnemental en utilisant les prix du marché. Exemple : évaluation économique des ressources naturelles. La valeur monétaire d'une forêt peut être approximée par la contribution relative de l'industrie du bois et de l'énergie. La difficulté d'une telle estimation réside dans le fait que certains biens

environnementaux offrent également des services qui n'ont pas toujours de marchés qui les valorisent. En effet, dans le cas de la forêt pris en exemple, on voit la limite d'une telle estimation parce qu'elle n'intègre pas les bénéfices liés à la fonction de séquestration des émissions de carbone par la forêt ; ces bénéfices nécessitant la considération ou la formation d'un autre type de marché qui est celui du carbone.

Soit il n'existe *pas un marché explicite pour le bien ou le service environnemental* concerné. Le bien ou le service environnemental est assimilable à un bien marchand connu. On suppose dans ce cas que les attributs environnementaux font partie des caractéristiques du bien marchand. La valeur du bien ou service environnemental est évaluée au moyen d'outils économétriques (modèles à effets fixes, différence de différence) qui permettent d'isoler l'effet d'un prix différentiel de ce bien marchand suite à une modification des caractéristiques environnementales de ce bien marchand. C'est en occurrence la *méthode des prix hédoniques* utilisée dans le domaine de l'immobilier.

La *méthode des coûts de remplacement* estiment la valeur monétaire du bien ou service environnemental identifié par le biais des prix des biens ou services substitués. En d'autres termes, il s'agit de se demander à combien coûterait le remplacement d'un espace vert par un espace artificiel aménagé par exemple. Dans cet exemple, l'estimation du coût de l'aménagement de l'espace artificiel sera considérée comme la valeur monétaire de l'espace vert en question. Une fois encore, la méthode comporte des limites dans ses hypothèses implicites car elle suppose que l'utilité ou la satisfaction tirée de l'espace artificiel est la même que celle que procure un espace vert naturel.

La méthode du coût de déplacement est généralement utilisée pour évaluer le prix associé à la visite d'un site récréatif ou touristique. Cette évaluation va comptabiliser l'ensemble des frais générés par la visite du site. Il s'agit entre autre, des frais de transport, d'hébergement, du droit d'entrée, des prestations du guide touristique ou du conservateur du lieu touristique, etc. On exclut cependant les frais de restauration sur le principe que le visiteur du site devrait s'alimenter indépendamment de son déplacement. Certains évaluateurs intègrent toutefois, les différences de prix entre les prix habituel de la restauration et celui pratiqué sur le site récréatif.

Comme les autres méthodes et résumées dans le Tableau 0.1, la méthode des coûts de déplacement comporte des limites. La principale limite de la méthode de coût de déplacements est qu'elle ne parvient pas à isoler les effets des déplacements à motifs multiples. Elle a

également tendance à minimiser les coûts de déplacements des populations riveraines ou avoisinantes du site. En effet, cette dernière catégorie de visiteurs se rendent-ils sur le site touristique parce qu'ils y sont près ou s'agit-il de la satisfaction tirée de la visite du site (air pur, beauté du paysage, aménité, endroit calme, etc.) qui constitue leur principale motivation ?

2.2. Les méthodes indirectes: les méthodes contingentes et la méthode de transfert

Les méthodes indirectes reposent sur des marchés hypothétiques. En effet, nombre de biens et services environnementaux (aménités par exemple) n'ont pas de marché permettant leur valorisation monétaire. Pour ces types de biens et services environnementaux, les chercheurs *observent le comportement des agents économiques* vis-à-vis des biens et services identifiés et en *déduisent un prix* correspondant à la valeur qu'ils accordent à ces biens et services environnementaux. C'est le cas de la méthode d'évaluation contingente ou du coût de déplacement pour un bien ou service environnemental comme les visites d'un lieu touristique ou le tourisme de vision.

Une des applications de la méthode de contingence est le *Consentement A Payer (CAP)*. L'approche est fondée sur l'hypothèse que s'il existait un marché de biens et services environnementaux, les individus alloueraient un budget pour acquérir ces biens et services. La méthode permet de révéler ces prix implicites en demandant aux individus d'exprimer le montant qu'ils sont prêts à payer pour continuer à bénéficier de tel ou tel bien et service offert par l'environnement. La révélation des préférences peut se faire au moyen d'un vote. Dans un tel cas, il est demandé aux individus de s'exprimer sur un projet qui impacterait leur cadre de vie. Cette démarche en première analyse semble évaluer l'acceptabilité ou le refus du projet envisagé. Cependant, elle peut révéler des préférences implicites des populations concernées lorsqu'on relie ce vote à des motivations financières de type « combien êtes-vous prêts à recevoir (CAR) pour accepter la réalisation de ce projet ? ».

Qu'il s'agisse du CAP ou du CAR, la méthode d'évaluation contingente est entachée de biais (cf. Tableau 0.2 et Grelot 2004 pour une revue critique des méthodes d'évaluation économique de l'environnement). Dans le cas du CAP, l'individu anticipe sa participation ou contribution financière future et sous-estime le montant qu'il révèle. Dans le CAR, c'est le comportement contraire qui est généralement observé. En d'autres termes, l'individu interrogé anticipe le montant de ses dédommagements et surestime dans ce cas le montant de son CAR. Par

ailleurs, la méthode suppose que les individus ont une connaissance parfaite des biens et services environnementaux c'est-à-dire leurs valeurs d'usage et de non usage² auxquels ils sont sollicités. Afin d'éviter que les individus interrogés manipulent les montants en fonction de leur rationalité économique, il est parfois proposé une autre méthode dite de **classement contingent** dans lequel il est question de demander aux individus de classer plusieurs scénarii relatifs au bien ou service évalué selon leurs préférences plutôt que de révéler ce qu'ils seraient prêts à payer ou recevoir.

La méthode de transfert de données : lorsque les méthodes décrites plus haut ne sont pas envisageables à cause de l'indisponibilité totale de données ou lorsque la conduite de telles approches présage des incertitudes importantes ou des résultats médiocres, il est parfois indiqué de procéder à un transfert de données d'une étude réalisée ailleurs sur des sites présentant des caractéristiques presque similaires. Toutefois, ce transfert doit suivre un protocole particulier afin d'assurer une comparabilité des données selon le contexte dans lequel est menée l'étude. Par exemple, un CAP ou CAR réalisé ailleurs peut être transposable suivant le protocole suivant³ :

$$CAP = CAP_{source} \times \frac{PIB_{PPA}percapita}{PIB_{PPA}percapita_{source}} \times \frac{Taille\ ménage}{Taille\ ménage_{source}} \quad (1)$$

Tableau 0.2: Méthodes d'évaluation économique des biens et services environnementaux

Méthode	Forces	Limites	Applicabilité	Validité	Fiabilité-acceptabilité	Exemples d'application
Evaluations contingentes	-s'applique à une large gamme de biens et services environnementaux. -Permettent la prise en compte de valeurs de non-usage. -Facile à conduire et à comprendre	-coûteux en temps et en moyens humains et financiers. -Très subjectifs ; -risque de sous ou surévaluation	* ⁴ * * *	* *	**	Voir Aulong, et al. (2006) pour une application de la méthode contingente ⁵

² La valeur de non usage renvoie à la satisfaction morale soit-elle tirée de l'existence d'un bien ou service environnemental sans pour autant en utiliser ou en bénéficier. La valeur de non usage est l'une des principales motivations des activistes de l'environnement. L'amour pour la nature, la sauvegarde des espèces menacées, le sentiment d'avoir préservé et léguer un capital naturel aux générations futures sont autant de déclinaisons de ces motivations désintéressées.

³ Sba-Ecosys-Cedres (2011)

⁴ Les étoiles (*) indiquent par ordre croissant le degré élevé d'applicabilité, de validité, de fiabilité et d'acceptabilité de la méthode.

⁵ Voir également http://www.alsace.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/l_ile_de_Rhinau.pdf

Prix hédoniques	<ul style="list-style-type: none"> -Permet d'évaluer le coût d'un changement de qualité de l'environnement. -Basée sur des choix réels -Résultats plus robustes 	<ul style="list-style-type: none"> -Ne prend pas en compte la valeur de non-usage -Données pas toujours disponibles -Relativement coûteuse à conduire -risque de biais lié aux effets de l'inflation 	*	* * *	***	Voir Maslianskaia-Pautrel (2011) et Le Boennec (2013) pour une application de cette méthode au territoire de l'estuaire de la Loire et aux transports urbains respectivement.
Coûts de déplacement	<ul style="list-style-type: none"> -Permet l'estimation de la valeur récréative d'un site -Basés sur des choix et situations réelles 	<ul style="list-style-type: none"> -Difficulté de prendre en compte des sites substitués -Nécessite des visiteurs éloignés du site afin de capter le coût réel des motivations -Comptabilise les visites à but multiple. 	* *	* * *	***	Voir Deronzier et Terra (2004) pour cette méthode appliquée au Loir.
Coût d'évitement	<ul style="list-style-type: none"> -Méthode intuitive et facile à comprendre - Donne une capacité d'anticipation et priorité d'action 	<ul style="list-style-type: none"> -Ne prend pas en compte les valeurs de non-usage -incertitude liée aux proxys choisis -Pose des problèmes d'éthique des valeurs monétaires estimées 	* * * *	* * *	**	<ul style="list-style-type: none"> -Voir Rinaudo (2003) pour évaluation des coûts qui seraient évités par la restauration de la qualité de la nappe d'Alsace suite à une pollution par les mines de potasse -Voir Sba-Ecosys-Cedres (2011) pour l'évaluation économique de l'environnement au Burkina Faso et Maradan et al. (2011) pour le secteur particulier des mines d'or.

Source: Auteur

En dépit des limites relevées çà et là, l'évaluation complète d'un service ou bien environnemental peut nécessiter le recours à plusieurs méthodes à la fois.

3. Les méthodes d'évaluation économique de l'environnement : une application au secteur minier

Les méthodes décrites plus haut peuvent être adaptées suivant les domaines environnementaux concernés. Dans cette partie du papier, il s'agit d'une illustration de ces méthodes appliquées au secteur des mines au Burkina Faso. En effet, dans une étude

d'évaluation économique des impacts environnementaux liés aux activités minières au Burkina Faso, un groupe d'experts du Sba-Ecosys-Cedres (2011) a eu recours à ces méthodes de quantification pour pallier l'insuffisance de données permettant de conduire l'étude. Il s'agit d'évaluer ici les pertes du capital naturel induites par les activités minières dans le pays. L'évaluation emploie plusieurs méthodes complémentaires à la fois soit pour donner une certaine robustesse aux résultats, soit pour cerner tous les impacts identifiés.

3.1. Les étapes de l'évaluation économique des impacts environnementaux

De façon pratique l'évaluation environnementale se fait en trois étapes essentielles.

Le diagnostic environnemental : Cette étape recense de façon systématique les biens et services environnementaux impactés et concernés par l'étude. Autrement dit, il s'agit de répertorier les domaines concernés par les impacts et à identifier les impacts eux-mêmes. Ces impacts peuvent concerner les polluants atmosphériques, les eaux usées, l'érosion des sols, et les déchets solides et liquides.

La deuxième étape consiste à *quantifier les flux physiques des biens* et à trouver une *mesure quantitative des services environnementaux* impactés et préalablement identifiés. Exemple : quantité de particules fines dans l'atmosphère en tonnes équivalent CO₂ (t.éq.co₂), le volume d'eau usée, superficie des terres dégradées, etc.

Enfin, la dernière étape consiste à *estimer la valeur monétaire des biens et services environnementaux* impactés au moyen de l'une ou de plusieurs méthodes décrites plus haut. Les valeurs ainsi estimées peuvent être considérées comme des proxys des biens et services environnementaux ou des dommages environnementaux et de l'inefficience (dans le sens du gaspillage) de l'usage des ressources naturelles.

3.2. Evaluation économique des impacts des activités minières

Le coût monétaire lié à la pollution de l'air et de l'eau : Partant du constat que les activités minières artisanales et industrielles polluent l'eau et l'air à travers les divers produits toxiques (cyanure, mercure), et déchets solides qui y sont déposés, augmentant ainsi la turbidité de l'eau et modifiant son cours, les chercheurs font l'hypothèse qu'une partie des maladies entraînant l'inactivité est imputable à ces impacts nocifs. Ils utilisent alors les données nationales sur les *Disability Adjusted Life Years* (DALYs)-nombre d'années de vie active

perdue en raison d'une maladie en lien avec la qualité de l'air et de l'eau fournies par l'Organisation Mondiale de la Santé. Ils pondèrent ces données nationales par 20% du nombre d'habitants susceptibles d'être impactés par l'activité minière (population riveraine à 40km aux alentours des enclaves minières). La valeur monétaire est obtenue en multipliant le nombre de DALYs par le salaire moyen de la région. Ils retiennent finalement 50% de la valeur monétaire estimée afin d'éviter un double comptage résultant de la valorisation monétaire de la ressource en eau elle-même. Les valeurs estimées peuvent être majorées si l'on ajoute les dépenses médicales pour guérir les individus concernés. Ces dépenses sont considérées comme des mesures de réparation des désagréments causés et sont donc comptabilisées dans les coûts de remédiation. Le même protocole est reconduit pour l'ensemble des conséquences négatives qui résultent de la pollution de l'eau. Cette estimation va concerner l'ensemble des activités faisant recours à l'usage de l'eau. Ce sont entre autres le secteur de la pêche, le maraîchage et l'élevage. Pour simplifier, les chercheurs limitent l'évaluation par l'estimation du coût de remplacement de la ressource polluée et non par l'estimation des pertes économiques engendrées (diminution du stock de poisson, du cheptel, et du chiffre d'affaire du maraîchage). Les impacts liés aux nuisances sonores n'ont pas été quantifiés. Quant aux coûts de remédiation ou d'évitement, le groupe d'experts a estimé les coûts des investissements (bassins de décantation, épuration d'eau usée, techniques d'amalgamation sans mercure, infrastructures de stockage sécurisé) et les coûts de surveillance des installations. Ils incluent également les mesures de protection contre les inhalations des particules nocives à la santé des travailleurs et des riverains. Il s'agit entre autres des mesures volontaristes de constitution de fonds pour les mesures de protection de l'environnement au niveau local (sites d'exploitation) et l'effort d'investissement dans des techniques plus propres ne recourant pas à l'usage des produits chimiques.

Notons néanmoins que les valeurs issues de ces méthodes peuvent être sous évaluées comparativement à une méthode comme le Consentement à Payer (CAP) ou à recevoir (CAR) qui révélerait les montants que les populations touchées sont prêtes à payer pour réduire ou éliminer les risques de maladies ou de morts prématurées (Larsen et al., 2002).

Estimation monétaire des impacts de l'activité minière sur les sols, le paysage et la forêt :

Le proxy utilisé est la perte de rendement agricole. On suppose qu'au moins 1/5 de la valeur moyenne d'un hectare cultivable est perdue à cause de l'exploitation minière (usage alternatif de la terre ou sol devenu impropre à l'agriculture à cause des produits toxiques utilisés dans les mines). On sait par ailleurs que 60% des superficies totales des mines sont des terres

arables. En disposant des informations relatives au rendement agricole en termes monétaire par hectare, on estime la perte liée à l'occupation minière des sols cultivables. La valorisation des sols au travers des rendements agricoles est donnée par la formule suivante :

$$V = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (R_i \times A_i \times \zeta_i \times P_i) \quad (2)$$

Avec V , la valeur moyenne du sol valorisé pour un ensemble n spéculations cultivables sur ce sol ;

R_i , le rendement minimal par hectare pour la spéculation i ;

A_i , la superficie emblavée pour la spéculation i ;

ζ_i , le coefficient de dégradation c'est-à-dire le rapport entre le rendement maximum moyen déterminé sur la zone d'étude et le rendement minimum moyen sur la même zone pour la spéculation i . Ce coefficient s'interprète comme le nombre d'hectares de terre à faible rendement nécessaires pour obtenir la production d'un hectare à rendement élevé.

P_i , est le prix de la tonne de spéculation i à l'hectare.

L'estimation fait l'hypothèse que les moyens et techniques de production sont uniformes sur l'ensemble des zones cultivables considérées. Toutefois, on peut éliminer les effets liés aux différences technologiques, de savoir-faire et des fluctuations climatiques (inégaie répartition spatio-temporelle des précipitations) en pondérant la valeur totale estimée par 0,5.

La perte des forêts est estimée sur la base que 10% des superficies des mines ont subi une déforestation. Ce dommage équivaut à son coût de remédiation c'est-à-dire le montant nécessaire pour des actions de reboisement et d'entretien des plantes devant conduire à terme à la restauration des 10% de superficie dévastée. Les pertes liées à la modification du paysage ont été évaluées au moyen d'un consentement à payer des populations riveraines (40% des populations touchées ont été interrogées). L'impact sur la sécurité liée aux puits et galeries abandonnés a été estimé au moyen d'accidents graves avec une hypothèse qu'un accident grave entraîne une capacité à travailler nulle (cf. supra pour les coûts y relatifs). Toutefois, afin de limiter le double comptage dans l'estimation globale des impacts, on ne retient que 10% de la valeur monétaire calculée.

Déchets-énergie et matières : Partiellement pris en compte dans le premier poste d'impacts, la valeur monétaire estimée de l'impact des déchets miniers est réduite de 10% pour donner

une image économique plus complète de l'estimation (Sba-Ecosys-Cedres 2011). La valeur est estimée en déterminant au préalable les coûts de prise en charge des déchets dangereux (coûts d'enfouissement, d'incinération) et non dangereux (coût de recyclage). L'estimation nécessite également une connaissance du volume de déchets produits par l'activité minière. L'estimation dans le domaine de l'énergie et des matières concerne uniquement les inefficiences. En utilisant le critère de « *best in the class* », les experts ont pu établir une différence de l'ordre de 5% dans la consommation des intrants (par kg d'or extrait) pour des sites utilisant des moyens et des techniques similaires. Pour le secteur artisanal en particulier, ces inefficiences sont majorées des 90% d'inefficacité dans l'extraction même du minerai. En d'autres termes, il s'agit de valoriser à leur prix marchand les 90% de l'or non valorisé (voir Jaques et al. 2006) et donc perdu du fait de l'usage rudimentaire des techniques d'extraction des orpailleurs.

3.3. L'éthique des valeurs économiques des impacts environnementaux

Comme relevé dans l'introduction, l'évaluation économique des biens et services environnementaux et impacts des activités humaines, répond à un besoin d'ordre pratique ; celui de disposer d'informations chiffrées sur l'environnement qui permettent une aide à la décision au bon moment. Dans cette optique, les valeurs économiques issues de ces estimations doivent être prises avec de la mesure en ce sens que l'évaluation monétaire des biens et services environnementaux soulève quelques questions d'éthique non négligeables. En effet, peut-on s'autoriser par exemple à associer un coût monétaire à la perte d'une vie humaine dont les causes sont liées à la pollution de l'air ou de l'eau? De même, peut-on estimer la valeur sociale (lieux récréatifs, jardins publics), culturelle (culte, adoration, médecine des plantes) ou artistique (sculptures à ciel ouvert, paysage, monuments) de l'environnement? Il est clair que les évaluations envisageables sur l'environnement ne peuvent être interprétées que comme des valeurs monétaires associées aux conséquences économiques résultant d'une amélioration ou d'une dégradation de l'environnement (à travers sa valeur d'usage et de non usage). Pour Maradan et al. (2011), c'est l'évaluation de la valeur intrinsèque de l'environnement lui-même qui relève de l'éthique et n'est donc pas du ressort de l'économiste.

Par ailleurs, dans certains cas, la quantification des impacts environnementaux peut révéler des informations dont la prise de décision devient un dilemme sérieux pour le décideur public. C'est typiquement le cas des entreprises commercialisant les pesticides ou des produits dangereux comme le mercure et le cyanure. Leur acceptabilité sociale étant décriée, la mise en évidence au moyen d'un chiffre de leurs impacts aussi bien sur l'environnement et les écosystèmes que sur la santé humaine et animale ne ferait qu'accentuer la pression citoyenne sur les entreprises de pesticides et produits dangereux et sur les pouvoirs publics. La question que le décideur public est à même de se poser dans une telle situation est : faut-il interdire l'activité avec pour conséquences les pertes d'emplois et de revenus ou l'autoriser au détriment de la dégradation de l'environnement ? Certains chercheurs comme Antheaume (2005) suggèrent une solution consensuelle qui est de définir des indicateurs de tendance et de suivre l'évolution des impacts dans le temps plutôt que de chercher à quantifier l'impact environnemental d'une telle activité à une date donnée puisque cet impact est de toutes façons évident.

4. L'évaluation monétaire des impacts cumulatifs

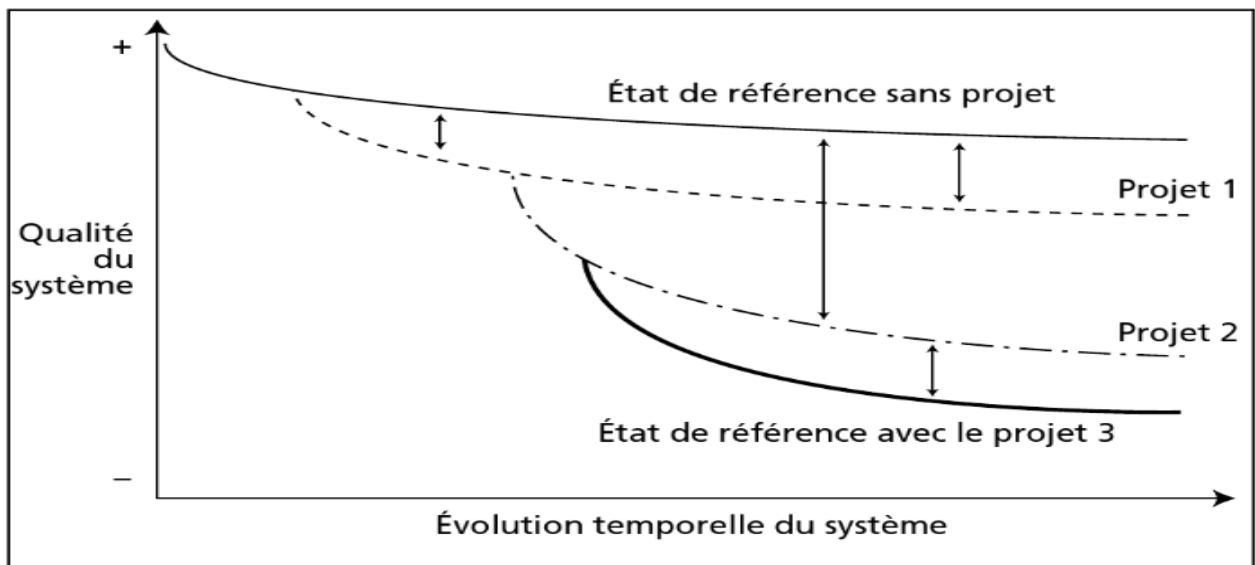
L'un des défis scientifiques dans le domaine de l'évaluation économique des impacts environnementaux reste la quantification des effets cumulatifs des impacts environnementaux liés aux activités humaines d'une manière générale et ceux relatifs à l'exploitation minière plus spécifiquement. Ce défi est d'autant crucial que certains impacts sont irréversibles et dont les conséquences dommageables s'accumulent et s'intensifient au fil du temps. Or les méthodes développées jusque là ne produisent que des « données photographiques ponctuelles » des impacts des activités humaines sur l'environnement (Laratte 2013). Owens (1997) et Laratte (2013) soutiennent que la limite majeure des outils d'évaluation environnementale actuels réside en la non prise en compte de la dimension temporelle (et spatiale) de ces impacts.

4.1. Détermination d'une fonction algorithmique d'estimation des impacts cumulatifs

La littérature sur l'évaluation environnementale (Sonntag et al. 1988; Smit et Spaling 1995; Haes et al. 1999; Beaulieu 2008) revient de façon récurrente sur ce défi scientifique sans pour autant parvenir à proposer une fonction explicite permettant de les quantifier.

Les travaux de Leduc et Raymond (2000) posent le cadre général de connaissance des impacts cumulatifs. Ils illustrent leur approche (cf. Figure 1) dans le cas d'une accumulation d'impacts environnementaux suite à une multiplication de projet sur un territoire donné. Une analyse dynamique de l'évaluation des impacts environnementaux a été proposée par Field, Kirchain, et Clark (2000) puis récemment par Levine, Gloria, et Romanoff (2007) et Laratte (2013). Leur approche est une extension de l'analyse de cycle de vie du produit.

Figure 1-Impacts cumulatifs des activités économiques sur l'environnement



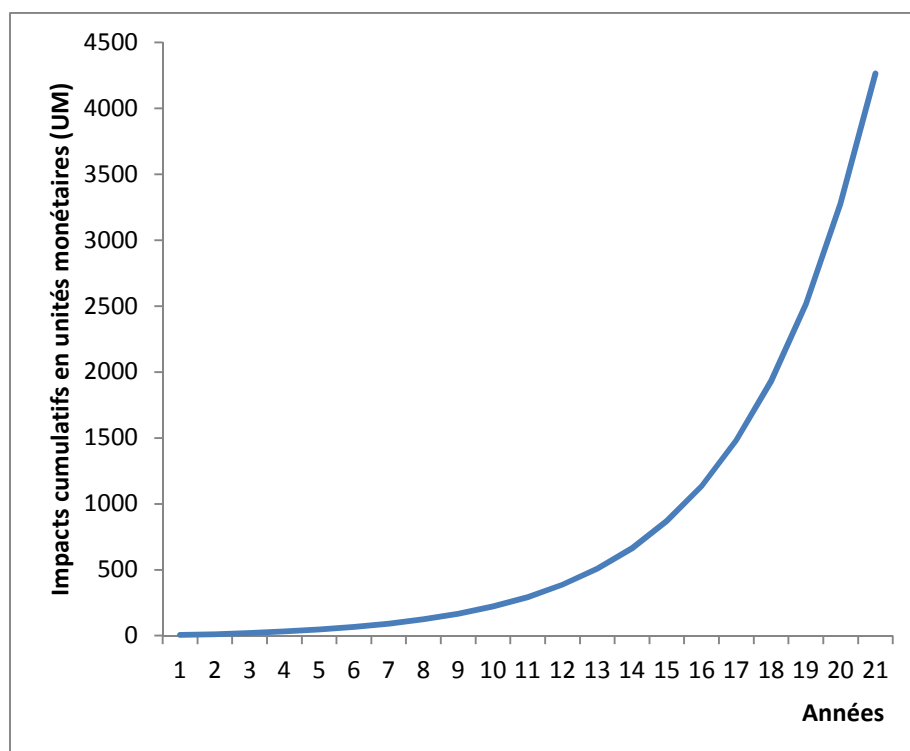
Source : Leduc et Raymond (2000, p.166)

Les deux approches présentent toutefois des limites soit d'ordre théorique, soit d'ordre pratique. Le modèle de Leduc et Raymond (2000) omet un aspect important de ces impacts cumulatifs qui est celui des conséquences de ces impacts dans le temps. Cette prise en compte de la dimension temporelle des impacts environnementaux est d'autant plus pertinente que les méthodes d'évaluation utilisent la monnaie comme unité de mesure. Non seulement les valeurs physiques des impacts environnementaux peuvent augmenter au fil du temps (aspect pris en compte par Leduc et Raymond, 2000) à cause de l'augmentation constante des activités humaines, mais également les coûts monétaires évoluent dans le temps. Ces deux aspects conjugués font que le coût de l'inaction est une fonction exponentiellement croissante du temps comme l'indique la **Figure 2**.

Quant aux approches dynamiques basées sur l'analyse du cycle de vie des produits, notamment celle de Field, Kirchain, et Clark (2000) et Laratte (2013), les difficultés résident dans l'applicabilité de l'outil. L'analyse de cycle de vie du produit est difficilement conductible à l'échelle d'un pays. En outre, comme l'a fait remarquer Azapagic (2004), eut égard aux nombreux usages des produits à provenances et à destinations le plus souvent méconnues (à cause de l'outsourcing international), il est pratiquement difficile de conduire de manière exhaustive une analyse de cycle de vie de tous les produits dégradant l'environnement.

La disponibilité de données pour l'ensemble des produits identifiés pour l'analyse constitue une autre limite du point de vue pratique.

Figure 2-Evolution des impacts environnementaux des activités économiques au cours du temps



Source : Auteur

Le défi scientifique qui se présente à nous est de trouver une forme fonctionnelle qui rend compte de cette réalité c'est-à-dire qui permette d'estimer de façon quantitative le niveau des impacts cumulés à une période donnée. En effet quelle est la forme mathématique qui permet de rendre compte de cette réalité environnementale ?

On peut raisonnablement formuler trois hypothèses sur la forme fonctionnelle représentative de la Figure 2. Premièrement, l'évolution croissante des impacts environnementaux est liée à l'expansion continue des activités économiques qui les génèrent. C'est *l'effet quantité* des impacts environnementaux. C'est l'effet mis en évidence par Leduc et Raymond (2000) dans la **Figure 1**.

Deuxièmement, on a *l'effet temps* des impacts environnement. Cela veut dire que les impacts passés exercent un effet aggravant sur les impacts actuels de sorte que leur intégration augmente l'impact total de la période considérée. Laratte (2013) parle d'interactions chimiques secondaires des facteurs polluants. Exemple : une déforestation dans le passé accélère l'érosion des sols dont les causes immédiates peuvent être attribuées à des inondations ou à l'effet éolien. Pourtant, la déforestation y joue un rôle dans cette dégradation des sols par le fait que l'absence du couvert végétal rend les sols plus vulnérables aux aléas climatiques. Donc, indépendamment de nouvelles activités qui génèreraient des dommages environnementaux, les impacts cumulent au fil du temps. Pour des substances polluantes, les réactions chimiques s'amplifient au cours du temps (Levine, Gloria, et Romanoff 2007). Toutefois, les actions de remédiation ou de compensation permettent d'atténuer l'effet aggravant des impacts passés dans une proportion donnée. Cet effet va être capté par le coefficient d'aggravation a_{t-1} .

Enfin, il y a l'effet lié au *coût de l'inaction*. Les impacts ou dommages étant évalués en termes monétaires, il y a lieu de tenir compte du fait que la monnaie change de valeur dans le temps. En d'autres termes, la prise en compte des impacts passés nécessite une actualisation (capitalisation) des valeurs passées. Cette capitalisation (voir **équation (4)**) des impacts permet de se rendre compte de ce que coûterait la remédiation des impacts passés dans le futur si rien n'est opéré dans le présent.

La prise en compte de ces trois hypothèses permet de proposer une forme générique d'estimation monétaire des impacts cumulatifs comme suit :

$$I_n = \sum_{t=1}^n \frac{(a_{t-1}+1)}{(1+r)^{-t}} \Delta I_t \quad (3)$$

Avec :

I_n l'impact cumulatif à la date considérée ;

ΔI_t l'impact imputable aux seules activités de la période t ;

$a_{t-1} = \frac{\text{Montant estimé des impacts} - \text{coût des mesures d'atténuation}}{\text{Montant estimé des impacts}}$ à la période $t - 1$

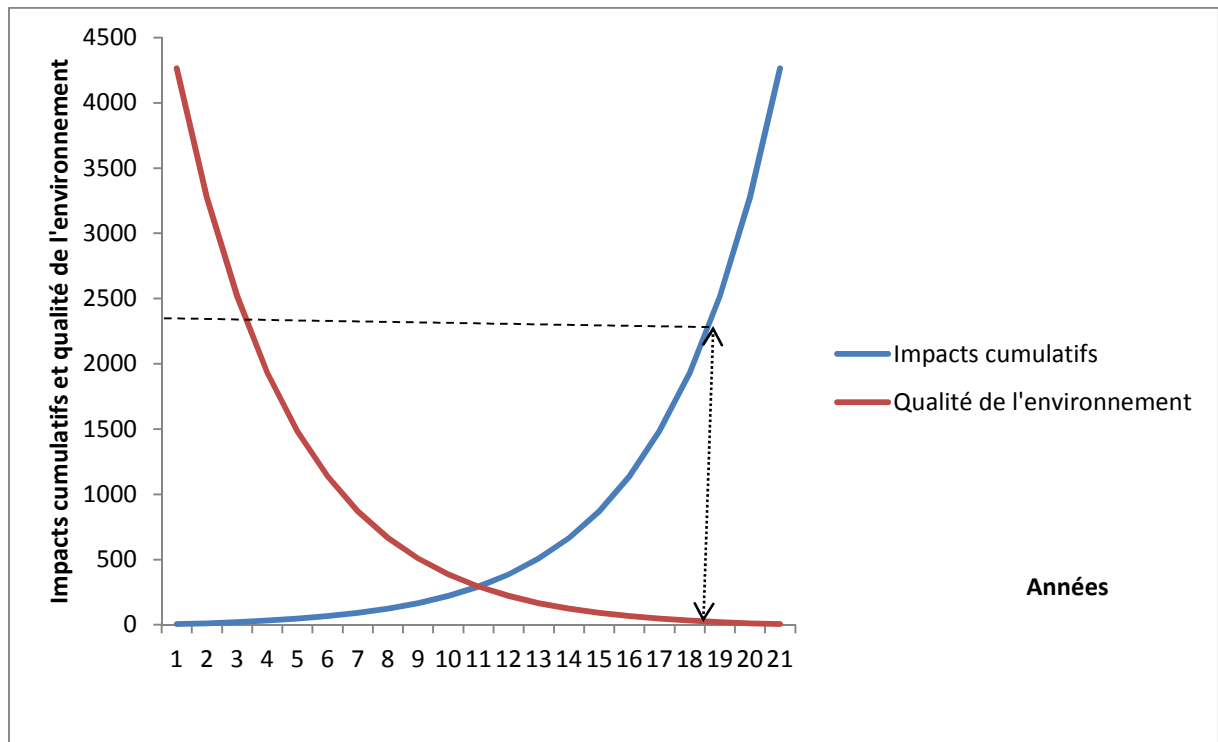
le taux d'accumulation nette d'impact. Le coefficient d'aggravation des impacts a_{t-1} résulte de la différence des impacts environnementaux et des mesures d'atténuation de la période précédente. Le coefficient a_{t-1} est un multiplicateur d'impact permettant de prendre en compte le caractère aggravant des impacts cumulatifs des années antérieures et leurs conséquences plus graves sur l'environnement, la biodiversité et les populations riveraines.

r est un taux d'actualisation. Il est indexé au niveau du taux d'inflation qui prévaut dans la zone d'étude. En effet, les impacts environnementaux étant évalués en termes monétaires (valeur courante de la monnaie utilisée), il est important d'actualiser les montants des impacts antérieurs en utilisant le niveau général des prix de sorte à donner à l'estimation un sens plus réaliste. Il est important de remarquer que pour des niveaux cumulatifs des impacts environnementaux, les coûts de l'inaction sont plus importants dans le futur c'est-à-dire à plus long terme puisque la capitalisation de ces coûts dans le futur vaut :

$$I_n = \sum_{t=1}^n (a_{t-1} + 1) \Delta I_t (1 + r)^t \quad (4)$$

Or $\lim_{t \rightarrow \infty} (1 + r)^t \rightarrow +\infty$ et donc $\lim_{t \rightarrow \infty} \sum_{t=1}^n (a_{t-1} + 1) \Delta I_t (1 + r)^t \rightarrow +\infty$. Si rien n'est fait, Il serait donc beaucoup plus onéreux en termes monétaires pour les générations futures de faire face aux impacts environnementaux causés par les actions et activités de leurs prédécesseurs.

Figure 3-Evolution des impacts cumulatifs et qualité de l'environnement



Source : auteur

Cependant que se passe-t-il lorsqu'on arrête d'impacter négativement l'environnement et concomitamment, on maintient les mesures de réhabilitation ? Autrement dit, si l'on arrête les activités et actions à l'origine de la dégradation de l'environnement, ce qui suppose que $\Delta I_t = 0$, couplé à des efforts de réhabilitation ou d'atténuation des impacts déjà occasionnés, les mécanismes autorégulateurs des écosystèmes et de l'environnement (séquestrations des substances nocives par les forêts et sols par exemple) parviendraient-ils à restaurer l'état initial de l'environnement ? A très long terme, on peut s'attendre à ce que les impacts négatifs de l'activité humaine se dissipent puisque les impacts ΔI_t étant nuls, la valeur résiduelle des impacts cumulatifs du passé tend vers sa valeur nulle à un horizon temporel très lointain. En effet, $\lim_{t \rightarrow \infty} \sum_{t=1}^n a_{t-1} (1+r)^{-t} = 0$. Un tel retour potentiel à l'équilibre initial n'est toutefois envisageable que si les impacts causés par les actions anthropiques n'ont pas encore franchi les seuils irréversibles de la capacité biologique des écosystèmes et de l'environnement à s'autoréguler (voir **Figure 3**). En effet, en superposant les **Figure 1** et **Figure 2 de Leduc et Raymond (2000)**, on obtient la **Figure 3**. La **Figure 3** indique que l'accumulation des dommages environnementaux entraîne une annulation de la qualité de l'environnement à long terme. En d'autres termes, si rien n'est fait, les activités humaines rendront la vie humaine impossible dans son environnement habituel. La **Figure 3** est un résultat qui se situe à l'opposé des prédictions de la courbe environnementale de Kuznets (1955) pour qui, le

développement économique permet à long terme un assainissement du cadre de vie et de l'environnement global.

4.2. Détermination des paramètres et variables intermédiaires

L'équation (3) comporte plusieurs inconnues à déterminer notamment la valeur de ΔI_t . A partir des études ponctuelles, on peut raisonnablement supposer qu'à moyens et techniques d'extraction inchangés, les impacts environnementaux liés à l'exploitation minière sont proportionnels à la production du minerai. Cela permet d'utiliser le coefficient d'impact α défini comme suit:

$$\alpha = \left(\frac{\text{Valeur monétaire des Impacts}}{\text{production du minerai}} \right) \quad (5)$$

On peut dès lors estimer le montant approximatif des impacts ΔI_t pour chaque année considérée. Ainsi, en notant P_t la production du minerai à la date t, il vient que :

$$\Delta I_t = \alpha P_t \quad (6)$$

De même, on détermine un coefficient d'effort d'atténuation des impacts β défini comme suit :

$$\beta = \left(\frac{\text{montant des mesure d'atténuation des impacts}}{\text{production du minerai}} \right) \quad (7)$$

Sauf indication contraire (ex : disponibilité de données réelles y relatives fournies par les secteurs pollueurs ou les services compétents), on suppose que les mesures au titre des efforts de limitation des impacts sur l'environnement et la société sont également proportionnelles aux productions qui les engendrent. Finalement, on peut déterminer la valeur monétaire des impacts cumulatifs des activités humaines sur l'environnement à partir de l'équation (3).

5. Conclusion

La littérature économique sur les méthodes d'évaluation des impacts des activités anthropiques sur l'environnement est relativement abondante. Les motivations pour la quantification sont d'ordre pratique et opérationnel : connaissance de l'existant (capital naturel), détection des signaux d'alerte (perte du capital naturel et accumulation de dommages environnementaux) pour une aide à la décision. La plupart des recherches proposent des outils d'évaluation ponctuelle des impacts environnementaux. Très peu de travaux appréhendent la problématique d'évaluation économique des impacts environnementaux sous l'angle dynamique (impacts cumulatifs dans le temps). La contribution de ce papier a été de proposer une forme fonctionnelle calculable des impacts cumulatifs des activités économiques sur environnement. La formulation mathématique de l'évaluation dynamique s'est appuyée sur trois hypothèses permettant de prendre en compte (i) un effet quantitatif des impacts environnementaux, (ii) un effet temporel accentuant l'impact environnemental et (iii) un effet de coût de l'inaction dans le futur des dommages environnementaux.

Toutefois, des questions subsistent. D'abord La forme fonctionnelle spécifiée est-elle la plus appropriée ? Des de spécification et de validation de la forme fonctionnelle sont nécessaires. Cela nécessite toutefois une base de données environnementale bien fournie. Ensuite, l'évaluation économique qui en résulterait nécessitera des analyses de robustesse telles que les analyses de sensibilité et d'incertitude. L'évaluation s'appuyant sur des hypothèses formulées et des proxys, les risques d'incertitudes sur les résultats obtenus peuvent être importants. Enfin, la forme fonctionnelle spécifiée ne permet pas de déterminer la trajectoire des impacts cumulatifs passés dans le futur lorsque les activités économiques sont suffisamment écologiques et respectueuses de l'environnement. En d'autres termes, que se passe-t-il lorsqu'on arrête ou que l'on stabilise les impacts des activités économiques ? Jusqu'à quand les impacts cumulatifs passés se dissiperont-ils ? Quel est le niveau maximal d'impacts cumulatifs susceptible de conduire à une situation d'irréversibilité des dommages environnementaux ? Peut-on raisonnablement considérer que ce seuil irréversible correspond à la situation où la valeur de la qualité environnementale devient nulle comme indiquée dans la **Figure 3** ? Par ailleurs, l'équilibre optimal identifié dans la **Figure 3** est-il un équilibre viable du point de vue environnemental ou représente-t-il un équilibre économique standard ?

Des investigations dans le sens d'apporter des éléments de réponses à ces questionnements rendraient l'évaluation économique des biens et services environnementaux et plus particulièrement des impacts cumulatifs plus utile à l'aide à la décision.

6. Références bibliographiques

- Antheaume, Nicolas. 2005. « L'entreprise " socialement et écologiquement responsable " est-elle contrainte à l'hypocrisie ? Le cas des indicateurs de performance écologique d'une gamme de pesticides ». CD - Rom.
- Aulong, Stéphanie, Jean-Daniel Rinaudo, et Hélène Bouscassé. 2006. « Assessing the Costs and Benefits of Groundwater Quality Improvement in the Upper Rhine Valley Quaternary Aquifer (France) ». Final BRGM/RP-55061-FR. France: BRGM.
- Azapagic, Adisa. 2004. « Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry ». *Journal of Cleaner Production*, SME's and Experiences with Environmental Management Systems, 12 (6): 639-62.
- Beaulieu, Joanie. 2008. « L'étude des impacts cumulatifs, un outil pour harmoniser les plans directeurs de l'eau aux schémas d'aménagement du territoire ». Essai, Université de Sherbrooke.
- Deronzier, Patrick, et Sébastien Terra. 2004. « Etude sur la Valorisation des aménités du Loir ». Direction des Etudes Economiques et de l'Evaluation Environnementale-Ministère de l'Ecologie et du Développement durable.
- Field, Frank, Randolph Kirchain, and Joel Clark. 2000. « Life-Cycle Assessment and Temporal Distributions of Emissions: Developing a Fleet-Based Analysis ». *Journal of Industrial Ecology* 4 (2): 71-91.
- Grelot, Frédéric. 2004. « Gestion collective des inondations. Peut-on tenir compte de l'avis de la population dans la phase d'évaluation économique a priori ? » Phdthesis, Ecole nationale supérieure d'arts et métiers - ENSAM.
- Haes, Helias A. Udo de, Olivier Jolliet, Göran Finnveden, Michael Hauschild, Wolfram Krewitt, et Ruedi Müller-Wenk. 1999. « Best Available Practice Regarding Impact Categories and Category Indicators in Life Cycle Impact Assessment ». *The International Journal of Life Cycle Assessment* 4 (2): 66-74.
- Jaques, E., C. Greffié, M. Billa, J. F. Thomassin, et B. Zida. 2006. « Artisanal and small-Scale mines in Burkina Faso: today and tomorrow ». *Working paper of BRMG*.
- Kuznets, Simon. 1955. « Economic Growth and Income Inequality ». *The American Economic Review* 45 (1): 1-28.
- Laratte, Bertrand. 2013. « Evaluation dynamique et cumulative des impacts environnementaux dans le cadre d'une analyse de cycle de vie ». Troyes.
- Larsen, B., M. Sarraf, et G. Pillet. 2002. « Cost Assessment of Environmental Degradation in the Mashreq and Maghreb Countries—From Theory to Practice. Cost Assessment of Environmental Degradation in EGYPT ». *The World Bank, METAP*.
- Le Boennec, Rémy. 2013. *Les mobilités urbaines quelles interactions entre déplacements durables et ville compacte ?* Nantes: BU Droit-Economie, université de Nantes.
- Leduc, Gaétan A., et Michel Raymond. 2000. « L'évaluation des impacts environnementaux : Un outil d'aide à la décision ». *Vertigo - la revue électronique en sciences de l'environnement*, 403.
- Levine, Stephen H., Thomas P. Gloria, et Eliahu Romanoff. 2007. « A Dynamic Model for Determining the Temporal Distribution of Environmental Burden ». *Journal of Industrial Ecology* 11 (4): 39-49.
- Maradan, D., B. Ouedraogo, N. Thiombiano, T. Thiombiano, et K. Zein. 2011. « Analyse économique du secteur des mines liens pauvreté et environnement. sba-Ecosys-CEDRES ». *Rapport MECV Burkina Faso-mai*.

- Maslanskaia-Pautrel, Maria. 2011. *La méthode hédonique comme moyen d'évaluation environnementale questionnement théorique, application empirique au territoire de l'estuaire de la Loire*. Nantes: IEMN-IAE, Université de Nantes.
- Owens, J. W. 1997. « Life cycle assessment ». *J. of Industrial Ecology* 1 (1): 37-49.
- Rinaudo, J-D. 2003. « Economic Assessment of Groundwater Protection : Groundwater Restoration in the Potash Mining Fields of Alsace, France. Case Study Report No. 1. » Final 1. Orléans: BRGM.
- Sba-Ecosys-Cedres. 2011. « Analyse économique du secteur des mines: liens pauvreté et environnement ». Rapport final. Ouagadougou, Burkina Faso: Ministère de l'Environnement et du Développement durable.
- Smit, Barry, et Harry Spaling. 1995. « Methods for cumulative effects assessment ». *Environmental Impact Assessment Review* 15 (1): 81-106.
- Sonntag, Nicholas C., R. R. Everitt, L. P. Rattie, D. L. Colnett, Colombie-Britannique Vancouver, C. P. Wolf, Social Impact Assessment Center, J. C. Truett, A. H. J. Dorsey, et C. S. Holling. 1988. *L'Évaluation des impacts cumulatifs: un cadre pour l'avancement de la recherche et du développement*. Conseil canadien de la recherche sur l'évaluation environnementale.