

Chapitre 8. Impacts

économiques de l'eutrophisation et

instruments économiques pour

diminuer ce phénomène

Coordinateur :

Jean-Philippe Terreaux

Auteurs

Jean-Marc Douguet

Jean-Marie Lescot

Jean-Philippe Terreaux

Documentaliste :

Sybille de Mareschal

Pour citer ce chapitre :

Douguet J.-M., Lescot J.-M., Terreaux J.-P., 2017. Impacts économiques de l'eutrophisation et instruments économiques pour diminuer ce phénomène. Pages 851-948, In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

Sommaire

8.1. Analyse des impacts économiques.....	853
8.1.1. Introduction.....	853
8.1.2. Corpus bibliographique.....	857
8.1.3. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique.....	865
8.1.4. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être	871
8.1.5. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques.....	875
8.1.6. Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire	878
8.1.7. Conclusions	880
8.2. Instruments économiques pour diminuer l'eutrophisation	886
8.2.1. Délimitation du corpus bibliographique	886
8.2.2. Efficacité économique des politiques publiques	887
8.2.2.1. Introduction aux aspects économiques de l'eutrophisation	887
8.2.2.2. Politiques publiques des différents secteurs	894
8.2.2.3. Répartition par secteur et répartition spatiale	901
8.2.2.4. Aspects méthodologique pour le secteur agricole et les pollutions diffuses	903
8.2.3. Application aux pollutions diffuses issues du secteur agricole.....	908
8.2.3.1. Introduction	908
8.2.3.2. Incitations économiques : taxes et subventions.....	910
8.2.3.3. Méthodes non réglementaires basées sur le marché.....	912
8.2.3.4. Contrats dans lesquels les autorités achètent des actions pro environnement.....	914
8.2.3.5. Réglementation.....	916
8.2.3.1. Mélange d'instruments économiques	917
8.2.3.2. Sélection d'instruments économiques (pollutions ponctuelles et diffuses).....	919
8.2.3.3. Problème des coûts de transaction	921
8.2.3.4. Contrôle des émissions et innovation technologique.....	922
8.2.4. Analyses coûts-bénéfices et coûts- efficacités.....	922
8.2.4.1. Critères de succès des politiques de réduction	923
8.2.4.2. Prise en compte de la variabilité spatiale dans l'analyse coût-efficacité.....	924
8.2.4.3. Mesures d'atténuation et hétérogénéité spatiale	925
8.2.4.4. Gestion simultanée des transferts de phosphore et de sédiments	926
8.2.4.5. Politiques de réduction de l'azote et du phosphore en mer baltique	926
8.2.4.6. Changements climatiques et eutrophisation	929
8.2.4.7. Effets d'approches différentes de quantification sur l'analyse coût-efficacité	930
8.2.4.8. Politiques coût-efficaces de réduction de l'azote et du phosphore	930
8.2.4.9. Taux d'actualisation dans l'analyse coût-bénéfice	931
8.2.4.10. Mesures hydrologiques et utilisation d'un modèle hydro-écologique pour une analyse coût-bénéfice	931
8.2.4.11. Zones humides et eutrophisation	932
8.2.4.12. Régénération et effondrement des écosystèmes.....	933
8.2.5. Conclusion.....	933
8.2.5.1. Qui cibler ?	933
8.2.5.2. Quoi cibler ?	934
8.2.5.3. Quel mécanisme ?	934
8.2.5.4. Comment ?	935
8.2.5.5. Evaluer ?	936
8.3. Références bibliographiques	936

8.1. Analyse des impacts économiques

Jean-Marc Douguet

Université Paris-Saclay

8.1.1. Introduction

En quoi l'eutrophisation est un problème pour la société ? Quels sont les impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et sur les activités humaines ?

La Directive européenne relative au traitement des eaux urbaines résiduaires (DERU 91/271/CEE) définit l'eutrophisation (art.2.11) comme "l'enrichissement de l'eau en éléments nutritifs, notamment des composés de l'azote et/ou du phosphore, provoquant un développement accéléré des algues et des végétaux supérieurs qui entraîne une perturbation indésirable de l'équilibre des organismes présents dans l'eau et une dégradation de la qualité de l'eau en question". L'eutrophisation peut être comprise dans une logique de cycle. Plusieurs perspectives peuvent être retenues. Généralement, c'est la perspective biogéochimique qui est retenue pour analyser le cycle de l'eutrophisation à travers les compartiments environnementaux Eau-Air-Sol. Nous avons choisi de retenir une autre approche systémique du cycle, qui met l'accent sur la représentation des relations Environnement-Économie. Pour ce faire, il convient de déterminer le passif et l'actif environnementaux.

- **Le passif**, c'est-à-dire comprendre quelle est la demande en termes de services écosystémiques provenant des différents secteurs économiques ;
- **L'actif**, c'est-à-dire l'offre de services écosystémiques fournie par les différents actifs environnementaux (eaux continentales, eaux littorales, eaux marines, biodiversité, atmosphère local...), pour les types d'écosystèmes ou pour des activités humaines.

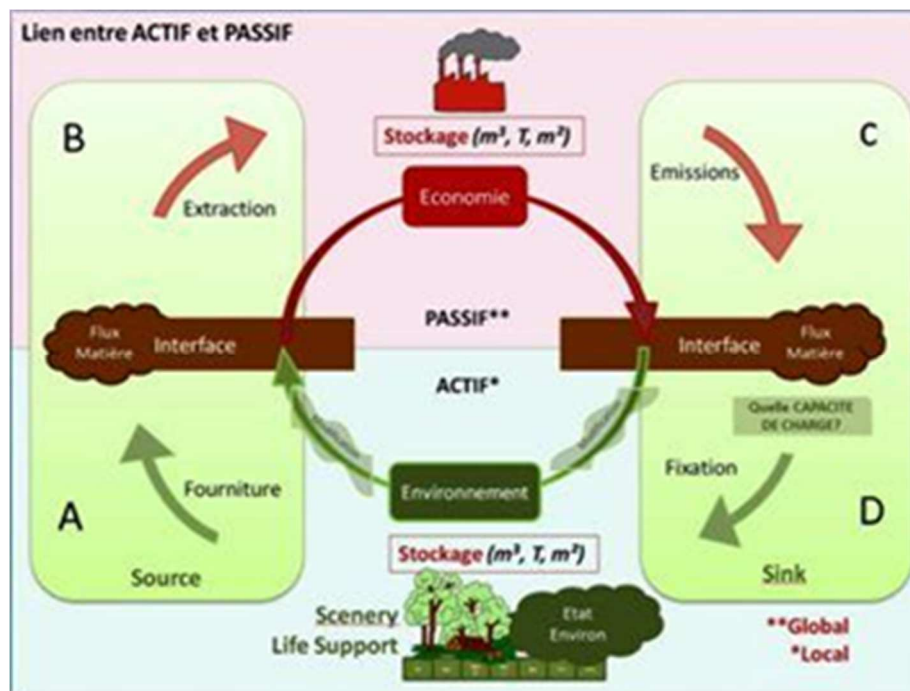


Figure 8.1 : Comprendre l'eutrophisation dans une logique de cycle (JM Douguet)

De manière simplifiée, ce cycle composé de quatre quadrants peut s'interpréter comme suit (Figure 8.1):

- **Quadrant C** - Les activités économiques et humaines permettent la production (1) de biens et de services économiques répondant à des besoins de la société, mais également (2) de rejets (gazeux, liquides ou solides) émis dans l'environnement. Dans le cadre de cette étude, ces rejets proviennent de pollutions diffuses (voir par ex. Peyraud et al., 2012 ; Houot et al. 2014), de rejets industriels ou urbains. Ils sont principalement sous forme d'azote et de phosphore.
- **Quadrant D** - Ces rejets sont soit traités (station d'épuration...), soit sont rejetés dans les actifs environnementaux. Ces derniers peuvent, en partie, absorber et/ou neutraliser ces rejets par des processus écologiques tout en maintenant la capacité de l'environnement pour la fourniture des services écosystémiques. Mais le surplus de ces rejets, tels que l'azote et le phosphore, engendre des phénomènes tels que l'eutrophisation.
- **Quadrant A** - Le développement de l'eutrophisation impacte les actifs environnementaux (principalement, ici, les eaux continentales, eaux littorales, eaux marines), qui voient leurs services écosystémiques dégradés par l'eutrophisation et donc, ceux rendus aux autres écosystèmes et à la société.
- **Quadrant B** - présente les possibilités, par des processus économiques et techniques, de réduire et de valoriser les composants de l'eutrophisation (par ex. Utilisation des algues vertes pour la bio-méthanisation).

Cette représentation cyclique doit être complétée par l'analyse des processus d'articulation des quadrants et par la caractérisation de ces interactions. Trois caractéristiques peuvent d'ores et déjà être retenues (O'Connor, 1994 ; Passet, 2010) :

- Des processus, économiques ou écologiques, de transformation, permettant la production en biens et services économiques ou écologiques.
- Des productions jointes sont associés à ces processus : ce sont par exemple, la production de déchets, qui peuvent pour certains, être réintroduit dans des processus de transformation.
- Un processus de transferts : intégration de certains composants, comme intrant ou comme produit dans d'autres processus économiques ou écologiques.

A travers cette présentation cyclique et systémique, on comprend la complexité de traiter des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et les activités humaines. Cela nécessite de comprendre l'eutrophisation sous différents angles, en utilisant une diversité de connaissances, reposant sur des approches conceptuelles variées.

Comprendre la notion d'impact de l'eutrophisation dans une perspective DPSIR (Driving forces, Pressures, State, Impacts, Responses)

La notion d'impact a des acceptions variées. Selon son acception, l'impact peut signifier, pour les biosciences, les effets sur les compartiments environnementaux (Borja et al., 2005 ; EEA, 2005c). Ces effets sont généralement négatifs et perturbent le fonctionnement des écosystèmes (Nunes et al., 2003). Ces impacts peuvent être décrits sans connotations positives ou négatives à partir d'un changement de l'état de l'environnement. Pour les sciences socio-économiques, les impacts vont être compris en termes d'effets sur les systèmes humains, notamment, en termes de changement dans les fonctions et les services écosystémiques (Bowen and Riley, 2003, Gobin et al., 2004). Selon l'Agence Européenne de l'Environnement (2005b), les impacts sont les conséquences des changements de l'état de l'environnement sur les fonctions environnementales (Gabrielsen and Bosch, 2003, EEA, 2005b).

Maxim et al. (2009) propose un schéma afin d'articuler les catégories du DPSIR avec les dimensions du développement soutenable et de montrer leurs interdépendances (Tableau 8.1). Depuis 1995, le DPSIR a été largement utilisé par l'Agence européenne pour l'environnement et par Eurostat, pour

l'organisation des indicateurs et des statistiques de l'environnement (Smeets et Weterings, 1999, Jesinghaus, 1999).

L'acronyme DPSIR signifie : (D) Les Forces motrices liées aux développements économiques et sociales (Driving Forces), (P) exercent des Pressions sur l'environnement (Pressures), (S) qui engendre, par conséquent, des changements de l'état de l'environnement (State), (I) et des Impacts sur la société du fait du changement de l'état de l'environnement (Impacts) et (R) peut amener à des Réponses, sous forme de d'actions d'atténuation, d'adaptation ou de restauration sur (D), (P), (S) et (I), (Responses) (Smeets and Weterings, 1999, Gabrielsen and Bosch, 2003).

Tableau 8.1: Liens croisés méthodologiques entre les catégories du DPSIR et les dimensions de la soutenabilité. D'après Maxim et al. 2009.

	SOCIALE	ECONOMIQUE	ENVIRONNEMENTALE	POLITIQUE
SOCIALE	LA SPHERE SOCIALE <i>Idéologies et modes de vie</i> FORCES MOTRICES			
ECONOMIQUE	PRATIQUES DE GESTION <i>Soutenabilité pour quoi? de quoi?</i> <i>Emploi, Conditions de travail,</i> <i>Enjeux de distribution liés à des conflits de justice environnementale</i> FORCES MOTRICES	LA SPHERE ECONOMIQUE <i>Performance, Biens et Production</i> FORCES MOTRICES		
ENVIRONNEMENTALE	VIVRE DANS LA NATURE <i>Rôle des valeurs de l'environnement dans la société</i> IMPACTS SUR LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES "5 SENS"	PRESSIONS SUR LA BIODIVERSITE IMPACTS SUR LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES "SOURCE", "PUITS A DECHETS"	LA SPHERE ENVIRONNEMENTALE ETAT CHANGEMENTS d'ETAT SUR LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES "SUPPORT DE VIE"	
POLITIQUE	POLITIQUE SOCIALE: <i>Sensibilisation et participation du public</i> REPONSE	POLITIQUE ECONOMIQUE: <i>Construction des modes de régulations et limites du marché</i> REPONSE	POLITIQUE ENVIRONNEMENTALE: <i>Définition des risques dans les politiques de régulation environnementales</i> REPONSE	LA SPHERE POLITIQUE <i>Intégration de l'environnement dans les politiques,</i> <i>Efficacité dans la mise en œuvre des politiques</i> FORCES MOTRICES

Présenté ainsi, on montre la diversité des dimensions du DPSIR, mettant en avant les questions de production et la consommation de biens et de services économiques ainsi que de déchets ; la diversité des formes culturelles, symboliques, communautaires des discours sur le développement des sociétés ; les enjeux de viabilité des systèmes socio-éco-environnementaux... La gouvernance de la soutenabilité (sphère "Politique") repose sur la régulation de la sphère économique en relation avec les deux autres afin d'assurer le respect simultané des objectifs de qualité et de performance pour chacune des trois sphères et le respect des interactions entre chacun d'entre elles (O'Connor, 2006). En termes

systémiques, chaque sphère et chaque relation entre les sphères évoluent selon des dynamiques complexes, non linéaires (Gallopain et al., 2001).

Dans le cadre de cette synthèse scientifique ESCo, nous considérerons les "impacts" comme étant les changements dans les services écosystémiques, affectant les dimensions sociales, économiques et environnementales, et qui sont causés par des changements dans l'état de l'environnement (l'eutrophisation).

Structuration du cadre d'analyse pour orienter la définition du corpus bibliographique

En retenant la définition des impacts ci-dessus, nous avons structurés notre démarche de définition du corpus bibliographique en retenant les trois questions suivantes :

1. Quelles sont les approches conceptuelles retenues pour traiter des impacts de l'eutrophisation ;
2. Quels sont les impacts sur les différents services écosystémiques pour différents actifs environnementaux (eaux continentales, eaux littorales et eaux marines) ?
3. Quels sont les impacts au niveau de la société (impacts sur la santé et le bien-être, impacts sur les activités économiques, réinsertion de l'eutrophisation dans une dynamique cyclique, processus de gouvernance et de gestion...).

Le premier axe est celui des approches conceptuelles (outils, méthodes, théories) qui permettent de décrire l'eutrophisation et ses impacts. A travers l'identification d'articles scientifiques, principalement, nous avons identifiés des approches de nature variée qui permettent de construire une analyse intégrée de l'évaluation socio-économique des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et sur les activités humaines.

L'axe 2 vise à construire une analyse des impacts de l'eutrophisation à partir d'un regard en termes de services écosystémiques. Ainsi, nous évaluerons l'impact de l'eutrophisation sur l'environnement, étant compris comme étant l'articulation entre les services écosystémiques et les actifs environnementaux (eaux continentales, eaux littorales et eaux marines). Nous proposons d'utiliser une classification générique des services écosystémiques présentée dans le Tableau 8.2.

Tableau 8.2. Classification systémique des services/fonctions environnementaux. Sources : De Groot (1992) ; De Groot et al. (2002); Douguet & O'Connor (2003) ; Daily (ed., 1997) O'Connor & Schoer (2009). Ce tableau s'appuie également sur les avancées des programmes des Nations Unies (le Millenium Assessment 2005, etc.), de l'Agence européenne pour l'environnement (cf., Weber 2007) et, du London Group chargé de piloter la réforme du système de comptes intégrés environnementaux et économiques (SEEA ; voir <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/londongroup/>).

Source	- Ressources naturelles exploitables - Stocks disponibles de ressources non renouvelables - Flux de ressources non biologiques (radiations solaires, cycle hydrologique etc.) - Régénération et production de ressources biologiques : production de biomasse fournissant les matières premières et l'alimentation, pollinisation et dispersion des graines etc.
Puits	- Réception des déchets + Purification et détoxification de l'eau, de l'air et des sols
Support	- Support de vie pour l'espèce humaine et toutes les autres (habitat,...) - Cycles biogéochimiques, formation des sols - Régulation et stabilisation : contrôle des épidémies et épizooties, régulation du climat (régulation des crues, tempêtes, pluviométrie réserves en eau etc. - Environnement en tant que site (espace 2D et volume 3D) pour les activités économiques (infrastructures, stockage durable des déchets...)
Appréciations cognitives : les 5 sens	- Environnement en tant qu'objet de connaissance et d'appréciation/épanouissement - Cognition (les cinq sens), information et éducation (scolaire, grand public, recherche) - Bien être humain (rôle culturel, esthétique, spirituel et récréatif)

L'axe 3 est celui des enjeux des impacts de l'eutrophisation sur les activités humaines ou du point de vue des humains. A partir de l'analyse des articles scientifiques sélectionnés, nous avons définis les enjeux suivants :

- Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique
- Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être
- Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques
- Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire
- Analyse intégrée du risque, formes de gouvernance et gestion des impacts de l'eutrophisation
- Incertitudes, qualité de la connaissance et apprentissage

A partir de ces trois axes du cadre d'analyse, nous avons organisé le corpus bibliographique présenté dans la partie 1. Cette structuration de la recherche nous permet aussi de nous interroger sur la vulnérabilité de nos sociétés face aux impacts de l'eutrophisation qui pourrait être considérée comme étant relative à la non prise en compte de l'ensemble de ces enjeux pour comprendre les interactions socio-éco-environnementales. Leur résilience dépendrait dès lors de leur capacité à construire socialement des réponses, à partir d'interfaces science-société permettant d'établir des dialogues autour des connaissances et des incertitudes sur l'eutrophisation et ses impacts.

8.1.2. Corpus bibliographique

Requêtes et mots clés utilisés

Au total, 7 séries de requêtes ont été réalisées. La diversité des requêtes visait à identifier les articles scientifiques correspondant aux trois axes du cadre d'analyse, en essayant de les aborder du point de vue des concepts, des outils, des études de cas.

Le choix des mots clés pour chacun des trois axes est le suivant (tableau 8.3):

- Axe 1 - Quelles sont les approches conceptuelles mobilisées pour traiter des impacts de l'eutrophisation ?

La première requête porte sur l'identification des approches conceptuelles utilisées pour développer des analyses des impacts de l'eutrophisation. Les mots clés identifiés pour structurer la recherche bibliographique sont, outre l'eutrophisation, les approches d'évaluation environnementale monocritère (monétaire) et multicritères dans différentes perspectives (notamment participatives, délibératives). Une seconde requête inclue les analyses des expériences de valorisation des algues. Les thèmes d'incertitude et de conflits sont aussi considérés (requête 3).

- Axe 2 – Quels sont les impacts de l'eutrophisation sur les services écosystémiques ?

Le deuxième axe structure la recherche bibliographique autour des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement appréhendée sous l'angle des services écosystémiques. Les mots clés retenus pour la requête 4 sont : eutrophisation, services écosystémiques (services écologiques, services environnementaux) et impacts.

- Axe 3 - Quels sont les impacts de l'eutrophisation sur la société ?

Le troisième axe s'articule autour de la question des impacts de l'eutrophisation sur la société. Les mots clés retenus, outre l'eutrophisation, sont pour la requête 5 : les impacts sur les activités économiques (conchyliculture, pêche et tourisme), la qualité des eaux (eau potable, traitement des eaux), la santé humaine ; pour la requête 6 la notion de coût (coût de restauration, coûts de collecte des algues, compensation), les formes de valorisation (méthanisation, biodigesteur, biogaz) et pour la requête 7 les approches conceptuelles monocritère et multicritères dans différentes perspectives (participatives, délibératives...).

Tableau 8.3. Requêtes utilisées pour la délimitation du corpus documentaire, dans les bases Scopus et Econlit. Les mots clés ont été recherchés dans le titre, le résumé et les mots clés des articles (TITLE-ABS-KEY). Afin de cibler les requêtes, les recherches menées dans Scopus ont été limitées (LIMIT-TO SUBJAREA) aux documents rattachés aux sciences économiques

(ECON), sociales (SOCI), au business (BUSI), aux sciences de la décision ("DECI") et multidisciplinaires ("MULT »). De la même manière, dans le Web Of Science, les recherches se sont limitées (Refined by Wos categories) à certains domaines: géographie, économie, etc.

Requête	Mots clé (TITLE-ABS-KEY)	Scopus	Web of Science
Axe 1, Requête 1	eutroph* AND valuation OR « economic evaluation » OR « economic assessment » OR « multicriteria evaluation » OR « multicriteria assessment » OR "participative approach" OR "deliberative approach" AND Environment* OR « environmental impact » OR « social impact »	Initialement: 802 articles LIMIT-TO SUBJAREA "SOCI" OR "ECON" OR "BUSI" OR "DECI": 102 articles	Initialement: 497 articles Refined by WoS categories: GEOGRAPHY OR ECONOMICS OR BIODIVERSITY CONSERVATION OR AGRICULTURAL ECONOMICS POLICY OR AGRICULTURE MULTIDISCIPLINARY OR MULTIDISCIPLINARY SCIENCES: 42 articles
Axe 1, Requête 2	eutroph* AND valorisation OR valorization	19 articles	22 articles
Axe 1, Requête 3	eutroph* AND uncertain* OR conflict*	Initialement: 659 articles LIMIT-TO SUBJAREA "SOCI" OR "ECON" OR "MULT" OR "DECI": 69 articles	Initialement: 708 articles Refined by WoS categories: STATISTICS PROBABILITY OR BUSINESS OR SOCIAL SCIENCES MATHEMATICAL METHODS OR INTERNATIONAL RELATIONS OR HUMANITIES MULTIDISCIPLINARY OR ECONOMICS OR SOCIAL SCIENCES INTERDISCIPLINARY OR AGRICULTURE MULTIDISCIPLINARY OR PUBLIC ADMINISTRATION OR OPERATIONS RESEARCH MANAGEMENT SCIENCE OR MANAGEMENT OR MULTIDISCIPLINARY SCIENCES: 55 articles
Axe 2, Requête 4	eutroph* AND "ecosystemic service*" OR "environmental service*" OR "ecological service*" AND environment* OR "impact* environment*"	Initialement: 29 articles LIMIT-TO SUBJAREA "SOCI" OR "ECON": 4 articles	17 articles
Axe 3, Requête 5	eutroph* OR (algae* OR algal* OR macroalg* OR microalg*) AND compensation OR (impact AND (tourism* OR shell farm OR oyster OR scallop OR mussels OR fish OR "human health" OR "drinking water" OR "waste water treatment plant"))	Initialement: 77 articles LIMIT-TO SUBJAREA "SOCI" OR "BUSI" OR "MULT" OR "DECI": 7 articles	Initialement: 47 articles Refined by WoS categories: MULTIDISCIPLINARY SCIENCES OR AGRICULTURE MULTIDISCIPLINARY : 3 articles
Axe 3, Requête 6	eutroph* OR algae* OR algal* OR macroalg* OR microalg* AND « restoration cost » OR « cost of collecting » OR methanisation OR biodigester OR biogas	Initialement: 345 articles LIMIT-TO SUBJAREA "SOCI" OR "ECON" OR "MULT" OR "DECI" AND LIMIT-TO SRCTYPE "j": 21 articles	
Axe 3, Requête 7	eutroph* AND valuation OR « economic evaluation » OR « economic assessment » OR « multicriteria evaluation » OR « multicriteria assessment » OR "participative approach" OR "deliberative approach" OR cost OR « resource equivalent analysis » OR « habitat equivalent analysis » OR « emissions marginal » OR « abatement cost » OR « hedonic prices » OR « contingente valuation » OR « marginal benefits from pollution reductions » OR « Environmental damages » or « cost-effectiveness » OR « revealed preferences methods »	Initialement: 288 articles LIMIT-TO SUBJAREA "SOCI" OR "ECON" OR "MULT" OR "DECI": 250 articles	

Au final ce sont 1867 textes qui ont été identifiés. La première sélection a permis de retenir 224 références à partir de la lecture des titres et des résumés. L'analyse détaillée des articles scientifiques nous a amené à ne retenir que 37 articles à partir de la lecture des résumés et des textes. Certaines informations extraites de rapports ou de thèse de doctorat ont été insérées dans l'analyse ou sous forme d'encadrés. Au total, 119 références ont été utilisées.

Démarche suivie pour mener l'analyse bibliographique

Différentes approches visant à identifier et à quantifier les impacts environnementaux ont été développées et permettent de présenter les informations de manière structurée. On peut citer par exemple les systèmes de comptabilité, tels que le Système expérimental de Comptabilité Environnement-Économie (SCEE) des Nations-Unies, de l'UE, de la FAO, de l'OCDE et de la Banque Mondiale¹, le système de Matrice de comptabilité nationale incluant les comptes environnementaux (NAMEA)², le système de comptabilité de l'eau³ ou encore le système de comptabilité des services écosystémiques (Russi, 2013 ; Maler, 2009). Concernant les impacts de l'eutrophisation, leur prise en compte intervient, généralement, sous forme d'identification des sources de pression (c'est-à-dire les secteurs économiques, agriculture, industrie, le secteur résidentiel) ou sous forme des coûts engendrés pour obtenir une eau de qualité (coût du traitement des eaux...) ou à travers l'évaluation des services écosystémiques pour réguler la qualité de l'eau.

La démarche d'identification des articles de références à partir de la lecture du titre puis des résumés a suivi les trois étapes suivantes (Figure 8.2) : (1) Sélection des références bibliographiques pertinentes à partir des références sélectionnées à partir des requêtes ; (2) Adaptation du cadre d'analyse et, vérification des références bibliographiques pertinentes dans ce nouveau cadre d'analyse et (3) Classement des références selon les enjeux des impacts de l'eutrophisation. Regrouper un ensemble d'articles scientifiques pour traiter d'une catégorie d'enjeu nous amène à obtenir un composite, qui est le reflet de la complexité de la question posée.

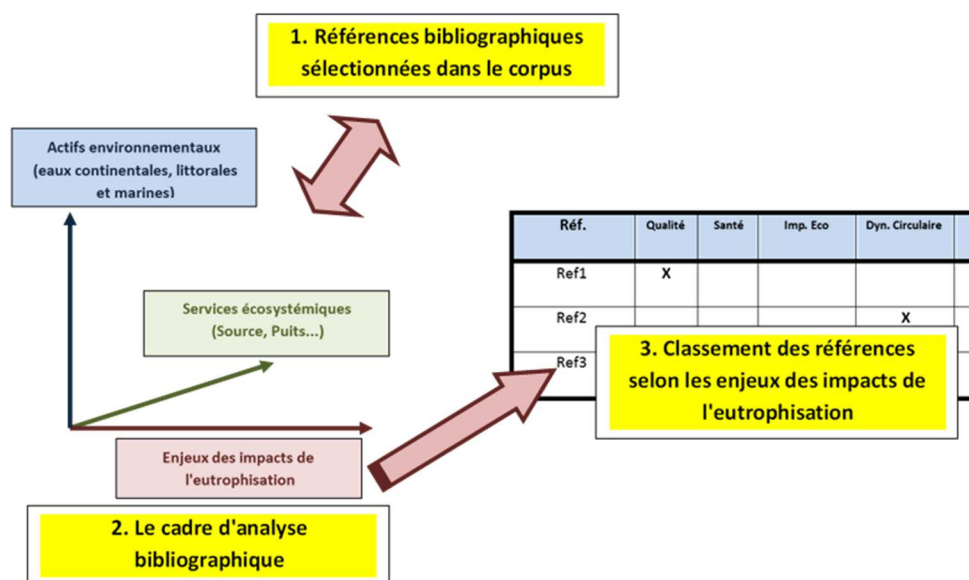


Figure 8.2. Processus de sélection des références pertinentes pour traiter des impacts de l'eutrophisation dans la perspective d'une évaluation socio-économique.

L'analyse bibliographique repose sur les démarches scientifiques présentées dans les articles et que nous avons regroupés au sein d'une des quatre catégories d'enjeu que nous avons construites :

- Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique
- Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être
- Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques
- Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire

¹ Pour en savoir plus: SEEA - http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/eea_final_en.pdf

² Pour en savoir plus: voir par exemple, de Haan, 1996

³ Pour en savoir plus: <http://ec.europa.eu/eurostat/documents/3217494/5632437/KS-47-02-284-EN.PDF/1c96be89-bab0-4c60-9071-4a387a611a2b>

Le Tableau 8.4 présente la distribution des articles selon quatre enjeux des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et sur les activités humaines.

Tableau 8.4. Distribution des articles selon les quatre enjeux des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement et sur les activités humaines.

Sources	Année	Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique	Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être	Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques	Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire
Anderson et al	2002	X			
Ashan et Roth	2010			X	
Aubry et al.	2014				X
Baker	2009		X	X	
Boyle et al.	1999		X		
Byström et al.	2000				X
Carmichael et Boyer	2016	X	X		
Chang	2012	X		X	
Charlier et al.	2008				X
Charlier et al.	2007		X		X
Cloern	2001	X			
Daskalov	2002	X			
De Jonge	2002	X			X
Diaz	2012			X	
Dodds	2008	X	X		
Dyson et Huppert	2010			X	
Fedra	1985			X	
Fleming et al.	2011		X		X
Gren	1999				X
Gren et al.	2009				X
Gren	2010				X
Habas et Gilbert	1974		X	X	
Hein	2006				X
Higgins	2012				X
Hoagland, et Scatista	2006		X	X	
Hoagland et al.	2002		X	X	
Hoagland et al.	2009		X		
Hoagland et al.	2014		X		
Huang et al.	2010		X		
Jin et Hoagland	2008			X	
Jin et al.	2008		X		
Kahn	1988			X	
Kimberly L., et al.	2009			X	
Kirkpatrick et al.	2004		X		
Kitabatake	1982			X	
Kosenius	2010	X			
Larkin et Admas	2007			X	
Le Goffe	1995	X			

Lewitus et al.	2012	X		X	
Marchi	2012	X			
Maze	1993				X
Morand et al.	2006				X
Mueller	2016	X	X		
Naevdal	2001				
Nierenberg et al.	2010			X	
Ofiara	2002				
Paludan et al.	2002				X
Parsons et al.	2006		X		
Pretty et al.	2003	X	X		
Ratson et al.	2011		X		
Rodriguez	2011			X	
Romstad	2014	X			
Taylor et Longo	2010		X		
Termignon	2014	X			
Todd	1995		X		
Ugochukwu et Nukpezah	2008				X
Ullah	2015				X
van den Bergh	2002	X	X	X	
Zingone et Enevoldsen	2000	X		X	

Il s'agit ensuite de comprendre de quelles manières sont vus les impacts de l'eutrophisation dans une perspective socio-économique. Cette démarche est complexe puisqu'elle met en évidence, non seulement, une diversité des approches conceptuelles mais également, une diversité des éléments à considérer pour traiter de l'ensemble des questionnements autour de l'impact de l'eutrophisation. Pour chacun des quatre enjeux identifiés ci-dessus, l'évaluation socio-économique a été effectuée en suivant la démarche suivante (4) contextualisation des références retenues, dans un cadre plus détaillé, sous forme de sous-enjeux, qui présentent de manière détaillée les questionnements tels que posés dans les articles sélectionnés ; (5) passage entre la description des effets négatifs ou positifs de l'eutrophisation sur les services écosystémiques des actifs environnementaux à sa traduction en termes d'estimations, ce qui nécessite de rendre explicite les valeurs de l'environnement que l'on à considérer dans le cadre de l'évaluation ; (6) choix des approches conceptuelles (les méthodes, les outils) et des indicateurs à retenir pour développer une analyse quantitative ou qualitative, monocritère ou multicritères, et (7) tentative de proposer des estimations, principalement, ici, en termes monétaires. Cette dernière étape ne constitue en aucun cas une estimation monétaire des enjeux, mais fournit quelques informations sur la nature et l'ordre de grandeur des coûts et avantages qui y sont associés (Figure 8.3).

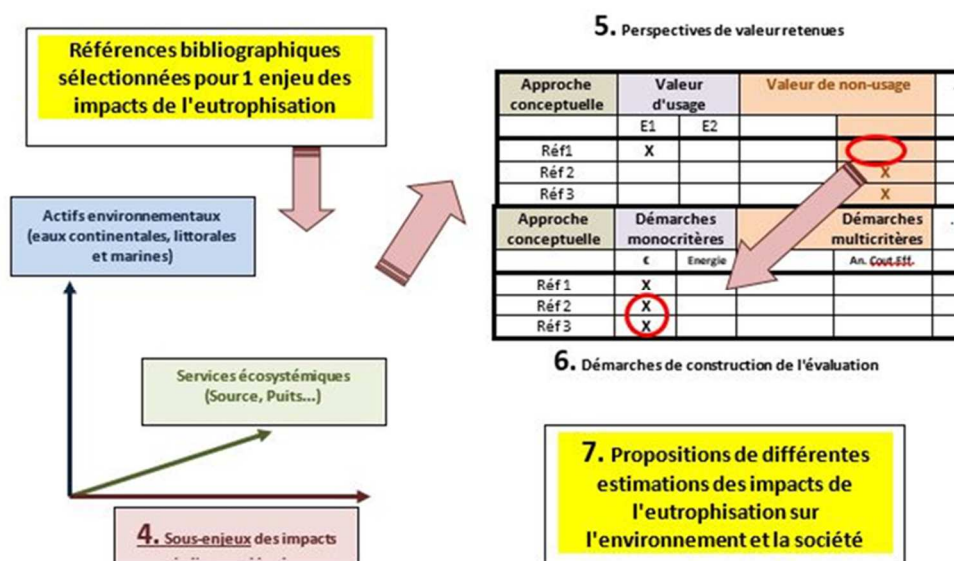


Figure 8.3. Mobilisation des références bibliographiques pour construire l'évaluation socio-économique pour un enjeu de l'impact de l'eutrophisation.

Le terme "évaluation" en français recouvre différentes acceptions. Il recoupe, à la fois, le terme "assessment", qui consiste à rassembler de l'information pour décrire les impacts de l'eutrophisation et le terme de "valuation" qui consiste à estimer la valeur économique de l'environnement (Maitre d'Hôtel E. et Pelegrin F., 2012, p.16). En économie, généralement, on cherche à déterminer la valeur économique totale de l'environnement (voir encadré 8.1).

Encadré 8.1: Les valeurs économiques totales de l'environnement

La valeur économique totale de l'environnement est estimée à partir de la prise en compte :

- des valeurs d'usage, qui désignent les avantages retirés de la consommation ou de pratiques liées aux actifs naturels. Elles englobent l'usage effectif, direct ou indirect, (la biodiversité est source de biens et services) et l'usage potentiel (dans ce cas la biodiversité a une valeur d'option ou d'assurance).
- des valeurs de non usage, relatives à la satisfaction de savoir qu'un actif naturel existe. Elles englobent des valeurs altruistes envers les générations futures (valeur d'héritage) et envers les espèces non-humaines (valeur d'existence). in Maitre d'Hôtel E. et Pelegrin F. (2012, p.16)

Cette typologie des valeurs est souvent utilisée pour faire le lien entre les démarches économiques d'évaluation (voir Encadré 8.2) et des effets, positifs ou négatifs, sur les services écosystémiques des actifs environnementaux. D'autres formes d'évaluations environnementales existent mobilisant des numéraires monétaire et non monétaire (voir Encadré 8.3). Un rapport technique récent du European Commission Joint Research Center (Sanseverino et al., 2016) identifie quatre catégories d'effets socio-économiques associés à l'eutrophisation : les impacts sur la santé humaine, sur les activités de pêche, sur le tourisme et le loisir et les coûts de surveillance et de gestion (voir Encadré 8.4).

Encadré 8.2: L'évaluation économique de l'environnement (Termignon 2014, p.10):

- **Evaluation des bénéfices marchands dus à une diminution des coûts de traitement des eaux :** La mise à disposition d'une eau de bonne qualité induit un certain nombre de coûts qui pourraient être évités avec une amélioration de la qualité de l'eau brute utilisée pour la production d'eau potable. On distingue les coûts liés aux mesures préventives (protection de captages d'eau potable, pratiques agricoles à très bas niveau d'intrants) et les coûts liés aux procédés de traitements curatifs.

- **Evaluation des bénéfices non-marchands:**

1. **Les méthodes à préférences révélées:** Les méthodes à préférences révélées déduisent la valeur des services rendus par l'environnement à partir de situations existantes et de décisions effectivement prises par les individus. L'ambition de ces méthodes est d'observer le comportement des utilisateurs de l'environnement, ce comportement étant censé traduire leurs préférences et donc la valeur qu'ils accordent à l'environnement.

- 1.1 - *La méthode des prix hédoniques* repose sur le fait que la valeur de certains biens, en particulier immobiliers, reflète en partie la qualité de leur environnement. En comparant le prix de biens semblables en tous points excepté en ce qui concerne leur environnement, on peut extraire la composante de prix du bien due à l'environnement et ainsi proposer une valeur accordée à cet environnement.

- 1.2 - *La méthode des coûts de transport* consiste à attribuer une valeur à un bien environnemental en évaluant les coûts de transports engagés par les agents pour profiter de ce bien, ainsi que la valeur du temps correspondant.

2. **Les méthodes à préférences déclarées :** Les approches fondées sur les préférences déclarées s'appuient sur des enquêtes directes auprès de citoyens qui permettent d'évaluer l'importance qu'ils attachent à l'environnement et à sa protection au travers de l'estimation de « consentements à payer » (CAP). Ce sont les seules méthodes permettant d'appréhender les valeurs de non-usage. On distingue deux méthodes à préférences déclarées :

- 2.1 - *L'évaluation contingente* consiste à évaluer la valeur d'un bien environnemental par le biais d'un marché contingent. Après leur avoir décrit les caractéristiques du bien à évaluer, on interroge les agents sur la somme qu'ils seraient prêts à payer pour le préserver ou, a contrario, celle qu'ils seraient prêts à recevoir pour compenser une dégradation de celui-ci.

- 2.2 - *L'analyse conjointe* (ou méthode des choix expérimentaux) s'appuie sur des enquêtes, durant lesquelles les agents sont amenés à choisir parmi plusieurs scénarios composites auxquels sont associés des valeurs monétaires. Dans chaque ensemble de choix, deux alternatives sont proposées plus la situation de référence (le statu quo). La personne interrogée choisit un scénario au sein de chaque ensemble ou classe les scénarios. L'analyse statistique permet ensuite d'attribuer une valeur à chaque niveau d'attribut du bien envisagé, et donc, en les sommant, au bien dans sa globalité. Cette méthode permet d'évaluer concomitamment plusieurs composantes d'un projet ou caractéristiques d'un bien.

- 2.3 - *Le transfert de valeurs:* La mise en œuvre de ces méthodes peut être longue et coûteuse. Les méthodes de « transfert de valeurs » permettent de transférer une valeur unitaire de référence (issue d'une étude existante dite « étude primaire ») au site que l'on cherche à évaluer. Il existe trois grands types de méthodes de transfert de valeurs :

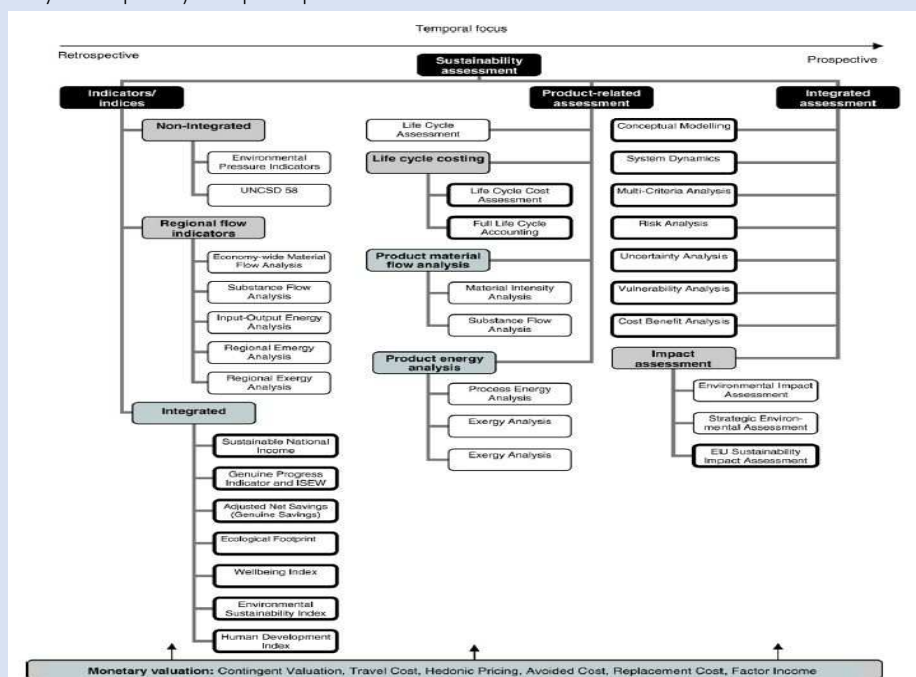
- 2.3.1 -- Le transfert de valeurs simple. C'est la méthode la plus utilisée. Il s'agit d'effectuer un transfert simple et direct de la valeur unitaire et moyenne de l'étude vers un autre site.

- 2.3.2 --Le transfert de fonctions. La fonction de transfert permet de prendre en compte certaines différences entre les sites de référence et d'étude (par exemple les différences de revenus entre les habitants des deux sites ou les différences du changement d'état des eaux valorisé).

Le transfert de méta-régressions. Il s'agit d'une application de modèles statistiques développés pour le site primaire au territoire, en calculant les valeurs des variables explicatives du modèle à partir de données issues de l'étude primaire (âge moyen de la population, niveau de revenu, part relative des différentes catégories socioprofessionnelles, etc.) pour estimer la valeur du bien sur le territoire.

Encadré 8.3: Autres méthodes d'évaluation environnementales (Ness et al. 2007).

Une diversité d'outils existe pour développer des démarches d'évaluation environnementale, selon différentes optiques (ici dans l'optique de la soutenabilité). Elles s'organisent autour de trois axes: les indicateurs et les indices, les outils d'évaluation (analyse de cycle de vie, analyse des flux matériels...) et les démarches d'évaluation intégrée (analyse multicritère, dynamique des systèmes, analyse d'impact...). Des ponts peuvent être construits avec les démarches d'évaluation économiques.



Encadré 8.4: JRC Technical Reports (2016) – Algal bloom and its economic impact

In this report, socio-economics effects caused by HABs are grouped in four main impacts: (1) human health impacts; (2) fishery impacts; (3) tourism and recreation impacts; (4) monitoring and management costs.

(1) **human health impacts** : Estimated Costs of Paralytic Shellfish, Diarrhetic Shellfish and Ciguatera Poisoning in Canada : \$670,000/year (Todd, 1995) ; The Economic Effects of Harmful Algal Blooms in the United States: Estimates, Assessment Issues, and Information Needs : \$20 million/year (Hoagland et al. 2002) ; The costs of respiratory illnesses arising from Florida gulf coast *Karenia brevis* blooms in Sarasota County (Florida) : \$0.02-0.13 million/year (Hoagland et al., 2009) ; An estimate of the cost of acute health effects from food- and water-borne marine pathogens and toxins in the USA : \$900 million/year (Ralston et al., 2011).

(2) **fishery impacts** : Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales, United Kingdom, Commercial fishery £29-118,00/year (Pretty, 2003); The economic effects of the 1971 Florida red tide and the damage it presages for future occurrences in Southwest Florida, Commercial fishing industry/businesses that supply the hotel industry - \$20 million/year (Habas et Gilbert, 1974); Measuring The Economic Effects of Brown Tides in New York state Bay scallop fishery - \$2 million/year (Kahn, 1988); *Pfiesteria's* economic impact on seafood industry sales and recreational fishing in Maryland (USA), Commercial fishery - \$43 million/year (Lipton, 1998); The Welfare Effects of *Pfiesteria*-Related Fish Kills: A Contingent Behavior Analysis of Seafood Consumers in Mid- Atlantic region, USA, Welfare (avoidance costs to avoid losses on the sale of fish) - \$100 million/Month (Parsons et al., 2006); Economic losses from closure of shellfish harvesting areas in Maine, Commercial fishery - \$6.0 million/ year (Athearn 2008); Potential economic loss to the Calhoun Country oystermen in Calhoun County, Texas, Oyster industry - \$22,708.45 Three-monthly (Cummins, 2012); Economic Impact of the 2000 Red Tide on Galveston County, Texas: A Case Study, in Texas Parks and Wildlife in Galveston Bay (Texas), Oyster industry - \$167,588 Four-monthly (Evans, 2001); Economic impact of the 2005 red tide event on commercial shellfish fisheries in New England in Maine (New England) soft shell clam harvests (\$2 million) and harvests of mussels (\$400,000) Five-monthly (Jin et al. 2008); Quantifying the Economic Effects of Hypoxia on a Fishery for Brown Shrimp *Farfantepenaeus aztecus* in North Carolina Fishery for brown shrimp \$32,000-1,240,000 Seven-yearly (Huang et al., 2010).

(3) **tourism and recreation impacts** : Eutrophication of U.S. freshwaters: analysis of potential economic damages, Tourism/recreation sector due to eutrophication of freshwater, \$1.16 billion/ year (Doods et al., 2009); The Economic Effects of Harmful Algal Blooms in the United States: Estimates, Assessment Issues, and Information Needs, Recreation and tourism - \$7 million/year (Hoagland et al., 2002); Regional economic impacts of razor clam beach closures due to harmful algal blooms (HABs) on the Pacific coast of Washington, Pacific and Grey Harbor counties (Washington), Razor clam fishery - \$20.4 million/year (Dyson et Huppert, 2010); Harmful Algal in Northwest Florida, Restaurant revenue - \$2.8 million Monthly Blooms

and Coastal Business: Economic Consequences in Florida Lodging (\$3.7 million, Monthly revenue) (Larkin et Adams, 2007); Firm-level economic effects of HABs: A tool for business loss assessment in Southwest Florida, Restaurant revenue - \$868-3,734 Daily (Morgan et al., 2009); Changes in Work Habits of Lifeguards in Relation to Florida Red Tide in Sarasota Country (Florida), Lifeguard services on the beaches - \$3,000 Seven-monthly (Nierenberg et al., 2010).

(4) monitoring and management costs : Monitoring and Management Strategies for Harmful Algal Blooms in Coastal Waters, Monitoring and management (per year): Norway: \$300,000; Denmark: \$500,000; Portugal: \$500,000; France: \$800,000; Spain (Galicia): \$1114,000 (Anderson et al., 2001) ; The Economic Effects of Harmful Algal Blooms in the United States: Estimates, Assessment Issues, and Information Needs in Florida (USA), Monitoring and management: \$2 million, PSP tests: \$7,000, Beach cleanup: \$170,000/year (Hoagland, 2002) ; Diffuse nutrient reduction in the German Baltic Sea catchment: Cost- effectiveness analysis of water protection measures in German Baltic Sea region, Nitrogen reduction: €9-34 million, Phosphorus reduction: €12-35 million/year (Mewes, 2012) ; Value of adaptation in water protection, Economic impacts of uncertain climate change in the Baltic Sea, Management actions: €15 billion- 7960 million/year (Ahlvik et Hyttiäinen, 2015) ; Cost of algal blooms in Australia, Monitoring and contingency planning: \$8.7 million/year (Atech, 2000) ; New Zealand risk management approach for toxic cyanobacteria in drinking water in Waikato River (New Zealand), Monitoring: \$50,000 (Three months) (Kouzmanov et al., 2006) ; Cost-efficient eutrophication control in a shallow lake ecosystem subject to two steady states in De Wieden wetland (Netherlands), Management: €5 million/year (Hein, 2006) ; Economic cost of cyanobacterial blooms in Australia, Management: \$1 million/year (Steffensen, 2008) ; Hypolimnetic withdrawal coupled with oxygenation as lake restoration measures: the successful case of Lake Varese (Italy), Management: \$150,000/year (Premazzi et al., 2005) ; Mixing in a small, artificially destratified Perth reservoir, in Department of Environmental Engineering in Perth (Australia), Management - \$30,000/Month (Kolman, 2001).

8.1.3. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique

La sélection des articles s'est organisée autour de l'évaluation des impacts de l'eutrophisation sur les services écosystémiques des eaux continentales, des eaux littorales et des eaux marines. Évaluer les impacts de l'eutrophisation passe d'une part, par la compréhension de la manière par laquelle l'eutrophisation altère, dégrade les services écosystémiques (voir Encadrés 8.5 et 8.6). D'autre part, il s'agit, si possible, de tenter de manière directe ou indirecte de fournir une quantification de ces impacts.

Encadré 8.5 : The effects of eutrophication in European Environment Agency (2015), "State of European seas", p.76-77

In the Baltic Sea, eutrophication combines with the physical characteristics of the sea to cause widespread hypoxia. The sea floor area where hypoxia occurs has increased 10-fold over the last 115 years (Carstensen et al., 2014). Although hypoxia is in part a natural phenomenon, it has increased in recent decades due to excessive nutrient inputs. The bottom area of the Baltic Sea impacted by eutrophication during the years 1961–1990 was 49 000 km² on average. This hypoxia affects ecosystem functioning through changes in nutrient cycling, stimulation of cyanobacteria blooms, mortality of benthic fauna, and reproduction of fish. Harmful blooms of cyanobacteria during summer lower the aesthetic and recreational value of the marine environment, but are also potentially toxic to animals and humans.

In the North Sea, eutrophication creates high-biomass algal blooms along the coast from France to Denmark. The shallow coastal waters of the southern and eastern North Sea are naturally nutrient rich. This makes them already prone to high levels of algal blooms (Billen et al., 2011). Since the 1970s, these algal blooms have become even larger. Massive green macro-algae blooms on confined beaches have now become an annual occurrence in Brittany in northwest France. Nitrogen inputs are the main factor contributing to these 'green tides', which affect ecosystem services through loss of biodiversity and lost revenues from tourism and the cultivation of shellfish (Perrot et al., 2014). Along the east coast of the North Sea, blooms of the alga *Phaeocystis* (which is responsible for 'sea foam') are a regular phenomenon during late spring, and are also related to high nitrogen inputs. This algae forms foam colonies, which affect the food web and have knock-on effects on fisheries. The algae also cause large foam deposits on beaches, potentially impacting on recreation opportunities (Lancelot et al., 2011).

The Mediterranean Sea is an oligotrophic (nutrient poor) sea with low nutrient concentrations. Nevertheless, nutrient enrichment is a problem in some near-coastal zones, in the Gulf of Lion, the Adriatic Sea, and the northern Aegean Sea. The shallow northern Adriatic Sea is particularly vulnerable. It receives high nutrient loads from the river Po, which have caused algal blooms, the production of mucilaginous substances, and hypoxia. This has had impacts on benthic habitats, tourism, and fisheries. However, there have been some signs of reductions in eutrophication in the Adriatic in the past ten years (Billen et al., 2011; Giani et al., 2012).

In the Black Sea, eutrophication is most pronounced in the shallow north-western shelf, which receives nutrients from the large Danube and Dniepr rivers. In the 1970s and 1980s, nutrient enrichment caused algal blooms, resulting in hypoxia and high mortality of benthic fauna. Since the political changes in the 1990s, fertiliser use in the Danube catchment has decreased and the sea has begun to show some signs of recovery (Mee et al., 2005; Billen et al., 2011). In general, the Black Sea is strongly stratified (it has different levels of dissolved oxygen at different depths), with permanent anoxia at depths below 125–200 metres (Krivenko & Oguz, 2008).

Encadré 8.6: Eutrophication effects in IPCC Reports (2014)

Enhanced nutrient delivery (Section 5.3.4.3) has resulted in major changes in biogeochemical processes, community structure, metabolic balance, and CO₂ exchange (Howarth et al., 2011; Canuel et al., 2012; Statham, 2012), including enhanced primary production which has affected coastal fishery yield (Nixon, 1982; Savage et al., 2012). Eutrophication has modified the food-web structure (high confidence) and led to more intense and long lasting hypoxia (Section 5.3.4.4), more frequent occurrence of harmful algal blooms (Breitburg et al., 2009; Howarth et al., 2011; medium confidence), and to enhanced emission of nitrous oxide (de Bie et al., 2002; Kroeze et al., 2010; high confidence). (Wong et al., 2014, p. 380).

In coastal areas, eutrophication can lead to increased transport of organic carbon into adjacent ocean habitats where microbial metabolism is stimulated, resulting in a rapid drawdown of O₂ (Weeks et al., 2002; Rabalais et al., 2009; Bakun et al., 2010). (Hoegh-Guldberg et al., 2014, p. 1875).

Frequency of harmful algal blooms and blooms of the giant jellyfish *Nemopilema nomurai* in the offshore area of the ECS have increased and have been associated with ocean warming and other factors such as eutrophication (Ye and Huang, 2003; Tang, 2009; Cai and Tan, 2010). (Hoegh-Guldberg et al., 2014, p. 1687).

Dissolved oxygen is a major determinant of the distribution and abundance of marine organisms. Dead zones are persistent hypoxic conditions where the water doesn't have enough dissolved oxygen to support oxygen-dependent marine species. These areas exist all over the world and are expanding, with impacts on coastal ecosystems and fisheries (high confidence). Dead zones are caused by several factors, particularly eutrophication where too many nutrients run off coastal cities and agricultural areas into rivers that carry these materials out to sea. This stimulates primary production, leading to a greater supply of organic carbon, which can sink into the deeper layers of the ocean. As microbial activity is stimulated, there is a sharp reduction in dissolved oxygen levels and an increased risk of dead zones (high confidence). Climate change can influence the distribution of dead zones by increasing water temperature and hence microbial activity, as well as reducing mixing (i.e., increasing layering or stratification) of the Ocean, thereby reducing mixing of oxygen-rich surface layers into the deeper parts of the Ocean. In other areas, increased upwelling can lead to stimulated productivity, which can also lead to more organic carbon entering the deep ocean, where it is consumed, decreasing oxygen levels (medium confidence). Managing local factors such as the input of nutrients into coastal regions can play an important role in reducing the rate at which dead zones are spreading across the world's oceans (high agreement) (Hoegh-Guldberg et al., 2014, p.1693).

Pour ce faire, nous avons identifié de quelles manières les approches conceptuelles retenues, pour des actifs environnementaux donnés (eaux continentales, eaux littorales et eaux marines), permettent d'estimer les valeurs relatives à la dégradation (en termes de coûts) ou d'amélioration (en termes de bénéfices) des services écosystémiques impactés par l'eutrophisation. Ce sont principalement les services écosystémiques "Puits", qui expriment la dégradation de la qualité de l'eau et de l'environnement et "Support de vie", en lien avec d'autres écosystèmes qui sont traités dans cette section, mettant ainsi en avant la valeur d'usage indirecte de l'environnement.

Coern (2001) présente l'évolution des modèles conceptuels pour structurer les problèmes d'eutrophisation côtière. Il propose de caractériser le modèle conceptuel (phase I), qui trouve ses racines dans les années 60, par les études de l'eutrophisation des lacs. Il s'agit de proposer de changer les apports en éléments nutritifs pour solutionner l'augmentation de la biomasse de phytoplancton et de la production primaire, la décomposition du phytoplancton, et l'appauvrissement en oxygène des eaux profondes. Les recherches sur l'eutrophisation dans les zones côtières au cours des dernières décennies se sont traduites par des différences significatives quant aux solutions à apporter pour lutter contre l'eutrophisation. Le modèle conceptuel contemporain (Phase II) reflète ces différences et inclut la reconnaissance explicite (1) des attributs spécifiques au système qui agissent comme un filtre pour moduler les solutions à l'enrichissement en nutriments ; et (2) des relations complexes entre solutions directes et indirectes, y compris les changements liés : à la transparence de l'eau, à la distribution de plantes vasculaires et de la biomasse de macro-algues, aux sédiments et au cycle des éléments nutritifs, aux ratios de nutriments et à la régulation de la composition des communautés de phytoplancton, à la fréquence des algues toxiques/nocives, à la qualité de l'habitat pour les métazoaires, à la reproduction/croissance/survie des espèces pélagiques et des invertébrés benthiques et aux changements tels que ceux associés à la saisonnalité des fonctions des écosystèmes. L'évolution du modèle conceptuel, Phase III, doit, selon lui, être organisée autour de 5 questions qui guideront la science dans le domaine côtier au début du 21^{ème} siècle (Figure 8.4) : (1) Comment les attributs spécifiques au système limitent ou amplifient les réactions des écosystèmes côtiers à l'enrichissement

en éléments nutritifs ? (2) Comment l'enrichissement en nutriments interagit avec d'autres facteurs de stress (contaminants toxiques, la pêche, l'aquaculture, les espèces non indigènes, la perte d'habitat, le changement climatique, manipulations hydrologiques) pour changer les écosystèmes côtiers ? (3) Comment les réponses aux multiples facteurs de stress sont liées ? (4) en quoi les changements induits par l'homme dans la zone côtière impactent le système Terre comme habitat pour l'humanité et d'autres espèces ? (5) Comment une compréhension scientifique plus profonde du problème d'eutrophisation côtière peut-être mobilisé dans des outils pour définir les stratégies de restauration ou de réhabilitation des écosystèmes ?

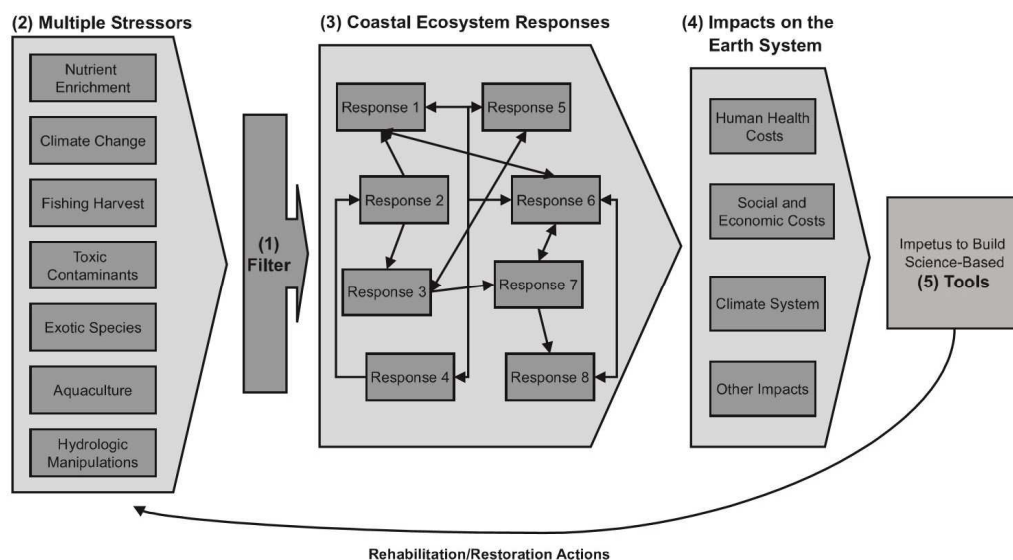


Figure 8.4: Proposition d'une Phase III dans le modèle conceptuel du problème de l'eutrophisation côtière (Cloern, 2001)

Les évaluations économiques et environnementales s'intéressent principalement à l'estimation en termes de dommages des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement, et plus précisément, sur la qualité des eaux, sur le développement des marées d'algues toxiques, sur la résilience de la chaîne alimentaire et sur les habitats, l'anoxie des écosystèmes et la mort de poissons et sur la contribution au changement climatique. Van den Bergh et al. (2002) propose une analyse de l'impact des algues exotiques nocives pour l'écosystème marin, à travers l'utilisation d'une analyse bio-économique-légale des impacts et des politiques, reposant notamment sur la notion de valeur économique totale. L'évaluation socio-économique des dommages de l'eutrophisation revient à identifier les manières de caractériser les impacts de l'eutrophisation sur les services écosystémiques des eaux continentales, des eaux littorales et les eaux marines.

Dodds (2008) propose une analyse potentielle des dommages économiques de l'eutrophisation des eaux douces aux États-Unis. Il compare, pour 14 écorégions, la situation actuelle en termes de concentration d'azote et de phosphore à une situation de référence. Si le niveau actuel de concentration est supérieur à la situation de référence, il propose de calculer la perte annuelle potentielle en termes, notamment, de biodiversité. Il s'agit de la baisse de l'abondance et de la diversité des macro-invertébrés aquatiques, des poissons, et des producteurs aquatiques primaires. Plus précisément, ce dommage est calculé en termes des montants de dépenses nécessaires pour la restauration des espèces menacées et en danger. Il suppose que 25% de toutes les espèces aquatiques en péril sont menacées par l'eutrophisation d'origine humaine. Cela signifie que l'on peut attribuer 25% de tous les frais de restauration associés aux plans fédéraux d'action au niveau des espèces en péril, aux effets de l'eutrophisation d'origine humaine. Le coût annuel moyen des dommages de l'eutrophisation sur la biodiversité aquatique pour les eaux douces des États-Unis ? est de 44 millions US\$ par an (Tableau 8.5).

Pretty et al. (2003) ont évalué les coûts environnementaux liés à la gestion des eaux douces en Angleterre et au Pays de Galles dans une démarche de comptabilité des coûts. Une distinction dans les coûts est proposée, entre les coûts écologiques et les coûts de la mise en place des mesures politiques. Nous ne nous intéresserons, dans cette partie, qu'aux coûts écologiques. Ils sont calculés en tenant compte des effets écologiques négatifs sur le biote (découlant des variations de nutriments, pH, oxygène), les effets relatifs aux changements de composition des espèces (biodiversité) et la perte d'espèces clés ou sensibles. Treize espèces sont affectées par l'eutrophisation. Le coût des actions menées s'élève à 0, 53 - 0,92 millions US\$ par an pour des lacs eutrophes et 0, 45 millions US\$ par an pour des lacs mésotrophes pour la période 2000-2004. Cependant, ces valeurs sous-estiment le coût total les coûts de restauration n'étant pas considérés. Ils peuvent s'élever à 11 millions US\$ par lac. Les coûts des effets du biotope, relatifs aux changements au niveau des espèces sont estimés à 10,28 - 14,17 millions US\$/an. Ce dernier est calculé à partir des coûts moyens annuels des plans d'actions concernant les espèces.

Mueller et al. (2008) envisagent d'évaluer les valeurs des écosystèmes et des pertes potentielles associés, notamment à l'eutrophisation. La valeur de l'écosystème du lac Rotorua, en 2012, est estimé à 93,5 - 138,2 millions NZ\$ par acre (soit environ 56 - 83 millions €/acre) et pour la valeur du dommage lié à l'eutrophisation à 14 - 18 millions NZ\$ (soit environ 8- 10 millions €). Le calcul du dommage sur les services écosystémiques du lac est réalisé à partir de la comparaison de la situation actuelle, c'est-à-dire la valeur, en 2012, de l'écosystème à un scénario de dégradation des services écosystémiques du lac, impliquant un changement dans l'indice de niveau trophique passant de 4,1 à 4,8. La perte de valeur pour la biodiversité est estimée à 0 - 2,3 millions NZ\$ par an (soit, environ 1,39 millions €/an), la séquestration des nutriments à 0. Les auteurs considèrent que les coûts sont sous-évalués, les coûts écologiques ne sont pas suffisamment pris en compte et la valeur du service écosystémique "Puits" à carbone n'a pas été calculé.

Dans une démarche originale, Marchi et al. (2012) propose une analyse en deux temps. Le premier temps repose sur l'utilisation d'une analyse en termes d'énergie pour évaluer les effets de l'eutrophisation et d'une espèce invasive, l'écrevisse exotique, sur la santé de deux lacs peu profonds et mésotrophes. L'intérêt d'une telle démarche est de considérer la diversité des services écosystémiques, pas seulement du point de vue de besoins de la société, mais également liés au fonctionnement des écosystèmes. Le second temps est la traduction des résultats obtenus en joules en termes monétaires. Deux lacs sont étudiés, le lac Sentiz et le lac Chozas (Espagne) : le premier est mésotrophe, le second est passé d'oligotrophe à turbide en 1997 suite à l'introduction d'une espèce invasive d'écrevisse. L'évaluation en termes énergétiques est composée de trois démarches complémentaires : l'éco-exergie, l'émergétique et le ratio éco-exergie empower. L'éco-exergie peut être considérée comme la mesure de la qualité de l'énergie (ou de son niveau de dégradation) qui est calculé à partir de l'estimation de la quantité de travail qu'un système peut fournir lorsque ce système est ramené à un équilibre thermodynamique dans un environnement donné ; l'émergie, comme la quantité d'énergie solaire directement ou indirectement utilisée pour obtenir un bien, à partir d'un processus donné ou pour renouveler une ressource qui a été consommée ; le ratio éco-exergie-empower, ou efficacité du système à travers la conversion du coût énergétique des intrants disponibles, exprimé en équivalent d'énergie solaire, dans l'organisation de l'écosystème. L'évaluation en termes monétaires repose sur les travaux de Jørgensen (2010) qui considère que 1 Mjoule a un coût de 0.01€. Trois situations sont étudiées : le Lac Sentiz ; le Lac Chozas avant l'invasion et le Lac Chozas après l'invasion. L'évaluation économique des impacts de l'eutrophisation et de l'espèce invasive, réalisée à partir des résultats de l'analyse de l'éco-exergie, montre un coût plus important pour le lac Chozas eutrophe avant l'invasion d'écrevisses exotiques ($6.68 \cdot 10^5$ US\$) que pour le lac Sentiz mésotrophe ($5.14 \cdot 10^5$ US\$), lui-même plus important que pour le cas du lac Chozas devenu eutrophe, accompagné d'une décroissance de la biomasse, après l'invasion d'écrevisses exotiques ($6.54 \cdot 10^3$ US\$). Cela montre que l'eutrophisation conduit à une augmentation des éléments de rang inférieur, tels que les détritiques et le phytoplancton. La présence de l'espèce invasive réduit la capacité du système à utiliser l'énergie solaire nécessaire au

travail. Ceci engendre une perte de biodiversité par la disparition des espèces les plus développées et par les simplifications des relations entre les différents éléments du lac.

Pour les eaux littorales, de Jonge (2002) propose un retour historique sur le développement des activités humaines sur les zones côtières, à travers la compréhension des causes, du développement, des conséquences et des enjeux pour le futur d'un problème environnemental commun, l'eutrophisation. Son analyse porte sur la nécessité de limiter les apports en nutriments en termes d'azote et de phosphore. Ce point sera plus largement abordé dans la partie 8.1.5 sur l'analyse intégrée du risque, formes de gouvernance et gestion des impacts de l'eutrophisation. Le Goffe (1995) propose d'estimer la valeur des eaux littorales, à partir d'une évaluation contingente, le consentement à payer pour l'amélioration de la salubrité de l'eau et pour la préservation des écosystèmes contre l'eutrophisation. Les ménages interrogés à Brest étaient prêts à payer, respectivement, 33 € et 24 € par ménage et par an pour la salubrité de l'eau et la préservation des écosystèmes. La valeur de la préservation des écosystèmes est indépendante de la fréquentation de la baie évaluée.

Pour les eaux marines, les articles scientifiques retenus abordent la dégradation des services écosystémiques, d'une part, sous l'angle de la relation entre l'eutrophisation et le développement des marées d'algues nocives et toxiques (Anderson et al., 2002). Les impacts de telles marées sont la mort de poissons, oiseaux et autres, des maladies humaines, une dégradation de la qualité des eaux (marines, littorales et douces) en termes de potabilité et de qualité des plages de baignade, des impacts économiques (au niveau de l'aquaculture, immobilier...) et sur les activités récréatives, et des changements à long terme des écosystèmes. Kosenius (2010) estime les bénéfices associés à une amélioration de la qualité des eaux. La valeur actualisée varie, selon les scénarios de réduction de l'apport en nutriments dans la Mer Baltique, de 28 millions à 54 millions €. Carmichael et al. (2016) abordent l'évaluation socio-économique sous l'angle de la santé humaine. Les résultats de ces travaux sont présentés dans la suite du document, dans la Section 2 sur l'évaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être.

D'autre part, il s'agit de comprendre les impacts de l'eutrophisation sur la résilience de la chaîne alimentaire et sur les habitats. Dans les articles de Chang et al. (2012) et Daskalov (2002), il s'agit de comprendre les impacts de l'eutrophisation et de la surpêche sur le développement des espèces démersales et de certains stocks de poissons. Chang et al. (2012) montre que l'index de diversité des espèces démersales a une corrélation négative avec les concentrations de nutriments et positive avec l'oxygène dissous dans les eaux profondes. Ces travaux suggèrent que l'eutrophisation, et par conséquent, l'hypoxie, serait responsable d'une restauration limitée du stock de poissons dans une zone interdite au chalutage de la Mer de Chine de l'Est. Daskalov (2002) montre également qu'une pêche incontrôlée et que l'eutrophisation peut engendrer de fortes altérations de la structure et des dynamiques des écosystèmes marins en mer Noire. L'évaluation socio-économique concernant cette thématique est réalisée sous l'angle des pertes économiques associées à une moindre pêche (voir partie 8.1.3 sur les impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques).

Dans la présente sélection d'articles scientifiques, aucun n'a traité de l'évaluation socio-économique de la contribution de l'eutrophisation au changement climatique. Pourtant le lien entre l'eutrophisation et le changement climatique est mis en évidence (voir Encadré 8.6).

Tableau 8.5: Démarches d'évaluations économique et environnementale des impacts de l'eutrophisation sur l'environnement. Les conversions en euros sont réalisées à partir des taux au 20-22 mai 2016.

DEMARCHE D'EVALUATION	LA VALEUR DE L'ENVIRONNEMENT	LES ACTIFS ENVIRONNEMENTAUX	LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR	SOURCE
Dépenses pour la prévention de la perte de biodiversité aquatique liée à l'eutrophisation	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Support de vie, Puits	14 écorégions aux États-Unis	Evaluation des dommages économiques potentiels à partir de la comparaison de la situation actuelle par rapport à la situation de référence en termes de perte de biodiversité	44 millions US\$/an	Dodds et al. 2008
Méthodes d'évaluation économique de l'environnement	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Support de vie, Puits	Lake Rotorua, Nouvelle Zélande	Evaluation des coûts potentiels de dommage associés à la dégradation des écosystèmes d'un lac	0 - 2,3 millions New Zealand \$ en 2012 (soit, environ 1,39 millions €/an)	Mueller et al. 2016
Coût des dommages écologiques de l'eutrophisation des eaux douces	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Support de vie, Puits	Régions en Angleterre et au Pays de Galles	Effets écologiques négatifs sur le biote (découlant des variations de nutriments, pH, oxygène), résultant en changement de la composition des espèces (biodiversité) et la perte d'espèces clés ou sensibles ; pour la période 2000-2004	Coûts des actions : 0, 53 - 0,92 millions US\$ par an/lac eutrophe 0, 45 millions US\$ par an/lac mésotrophe Coûts de restauration (Norfolk Broads): 11 millions US\$ sur 5 ans dans des conditions pré-eutrophiques. Coûts des effets sur le biotope : 10,28 - 14,17 millions US\$/an/lac mésotrophe	Pretty et al. 2003
Méthodes d'éco-exergie, d'énergie et de ratio éco-exergie-empower et évaluation monétaire	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Source, Support de vie, puits	Lac Sentiz et Lac Chozas, Espagne	Evaluation des effets de l'eutrophisation et des plantes invasives sur les systèmes d'eau douces	Énergie: $2,04 \cdot 10^{12}$ - $3,82 \cdot 10^{12}$ sej/an Eco-Exergie: $2,98 \cdot 10^5$ - $2,72 \cdot 10^7$ kJoules/dm ³ Coût pour le lac eutrophe avant l'invasion d'écrevisses exotiques ($6,68 \cdot 10^5$ US\$); pour le lac mésotrophe ($5,14 \cdot 10^5$ US\$); pour le lac eutrophe après l'invasion d'écrevisses exotiques ($6,54 \cdot 10^3$ US\$)	Marchi 2012
Consentement à payer	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Support de vie	Port de Brest, France	Evaluation du consentement à payer pour des eaux salubres et des écosystèmes de qualité (modèle Logit et Tobit)	Salubrité de l'eau : 33 € par ménage/an Qualité de l'écosystème: 24 € par ménage/an	Le Goffe 1995
Consentement à payer	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux marines	Support de vie, Puits	Golfe de Finlande, Mer Baltique	Valeur actualisée pour une amélioration de la qualité de l'eau selon trois scénarios de réduction des apports en nutriments (clarté des eaux, abondance des poissons peu demandés (<i>Cyprinids</i>), statut de l'algue (<i>Fucus vesiculosus</i>) et marées d'algues bleues-vertes)	28 millions - 54 millions €	Kosenius 2010

8.1.4. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être

Le lien entre l'eutrophisation et les dimensions sociales, telles que la santé et le bien-être individuel ou/et collectif est souvent mis en avant. Les impacts de l'eutrophisation affectent le bien-être humain du fait de la réduction des bénéfices fournis par les services écosystémiques marins, du fait d'une réduction sur la sécurité en terme de potabilité des eaux, et sur la santé humaine (Cheung et al., 2013). Les services écosystémiques considérés sont des "Appréciations cognitives" et des "Puits", mettant en avant la valeur d'usage indirecte de l'environnement.

Les services écosystémiques "Appréciations cognitives" sont abordés sous l'angle des aspects récréatifs, les aspects esthétiques, olfactifs et visuels de l'eutrophisation des eaux. Dodds (2008) précise que l'eutrophisation affecte les ressources en eaux douces de 14 écorégions aux Etats-Unis, à travers les problèmes de goûts et d'odeur des algues, de perte de valeur des propriétés immobilières (voir Tableau 8.6). Il quantifie le coût de l'eutrophisation en tenant compte des impacts de l'eutrophisation sur les usages récréationnels et pour la pêche à la ligne à 1,16 milliards US\$, sur la valeur immobilière (0,3 - 2,8 milliards US\$), en termes de traitement nécessaire pour avoir une eau potable (813 millions US\$ pour l'achat de bouteilles d'eau seulement). Le coût cumulé est estimé à 2,2 milliards US\$. Ce niveau de coût est aussi atteint pour Carmichael et al. (2016) qui ont évalué la perte potentielle annuelle de la valeur en termes des usages récréationnels des eaux, du prix de l'immobilier et de l'eau potable dans les Grands Lacs nord-américains, suite au développement des marées d'algues toxiques favorisées par l'eutrophisation. Boyle et al. (1999) ont, à partir d'une approche hédonique, estimé la valeur de l'aménité environnementale que représenterait la protection des eaux douces de lacs. Les auteurs calculent que le surplus du consommateur s'élèverait à 3 677 - 3 765 US\$ pour une amélioration de la clarté de l'eau de 3,78 à 5,15 mètres et que la perte de bien-être pourrait correspondre à un niveau entre 25 388 - 46 750 US\$ si la clarté de l'eau décroît de 3,78 à 2,41 mètres.

De même, Pretty et al. (2003) proposent une étude détaillée sur les coûts des dommages et des pertes de valeur relatives à l'eutrophication des eaux douces : (a) Réduction de la valeur des logements ; (b) Réduction de la valeur des plans d'eau pour les usages récréatifs, la fourniture d'eau au bétail, la navigation, l'irrigation, et les utilisations industrielles; (c) Coûts de traitement de l'eau potable; (d) Coûts de traitement de l'eau potable pour éliminer l'azote ; (e) Coûts de nettoyage des voies navigables ; (f) Perte de valeur de l'atmosphère non polluée (via les effets de serre et l'acidification) ; (g) Perte de la valeur récréationnelle et des aménités des plans d'eau pour les sports nautiques, pêche à la ligne et autres ; (h) Santé pour les humains, le bétail et les animaux de compagnie. Les auteurs estiment que les coûts représentent de 90,56 - 129,3 millions US\$/an pour les régions d'Angleterre et au Pays de Galles.

Enfin, Mueller et al. (2008) évaluent des coûts potentiels de dommage associés à la dégradation des écosystèmes d'un lac en Nouvelle Zélande, à partir des impacts de l'eutrophisation en termes de pertes (1) d'opportunités de consommation de nourritures dans les milieux naturels sauvages (soit, environ 0,18 - 0,8 millions €/an), (2) d'aménités et dégradations esthétiques (soit, environ 0,6 - 2,3 millions €/an) et d'usages récréationnels (soit, environ 7,2 - 24,5 millions €/an). Mueller et al. (2008) signale, comme dans la plupart des études scientifiques retenues, que le coût est sous-estimé. Des coûts culturels ne sont pas suffisamment pris en compte. Cloen (2001) signalent que l'eutrophisation peut engendrer des impacts sur des héritages culturels nationaux, tels que la coquille Saint-Jacques en France, dans les années 90.

Pour les eaux littorales, Taylor et Longo (2010) ont évalué, par une analyse conjointe, que le consentement à payer est de 9,73 €/personne pour la mise en place d'un programme d'élimination de la prolifération algale dans la baie de Varna, Mer Noire en Bulgarie. Cela signifie que l'évaluation des dommages des marées d'algues, ici considérés à travers les usages récréationnels, dans la baie de Varna, s'élève à 1,3 millions €. Charlier et al. (2007) estiment que le ramassage des algues présente un coût de 7,6 - 122 €/tonne métrique en Bretagne (France). Wang et al. (2009) calculent que le coût total du nettoyage de la côte de Qingdao (Chine) pour les régates olympiques en 2008 a été de 87,3 millions US\$.

Fleming et al. (2011) propose une revue des effets des marées rouges sur la santé humaine (voir aussi Kirkpatrick, 2004 ; Baker, 2009 ; Fleming, 2011). Hoagland et al. (2009) estiment à 0,5 - 4 millions US\$, le coût annuel des maladies respiratoires associées aux *blooms* de *K brevis* à Sarasota (Floride, USA). Hoagland et al. (2014) estiment à 60 000 – 700 000 US\$ annuel le coût annuel des maladies, en Floride, associées aux *blooms* de *K brevis*, pouvant aller jusqu'à 1 million US\$ si la durée de la marée rouge est plus longue. Todd (1995) évalue le coût social, compris comme les coûts médicaux et les dépenses individuelles associés à des maladies relatives à des toxines à 670 000 US\$ par an. Ralston et al. (2011) estiment l'incidence annuelle et le coût des maladies causées par les pathogènes marins aux États-Unis à 900 millions US\$ par an.

Pour les eaux littorales et marines, la sélection actuelle n'a pas permis de mettre en avant des évaluations de impacts de l'eutrophisation sur la santé et le bien-être humain.

Tableau 8.6: Démarches d'évaluations économique et environnementale des impacts de l'eutrophisation sur la santé et le bien-être Les conversions en euros sont réalisées à partir des taux au 20-22 mai 2016.

DEMARCHE D'EVALUATION	VALEUR	ACTIF ENVIRONNEMENTAL	SERVICE ÉCOSYSTEMIQUE	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR ESTIMEE	SOURCE
Méthode hédonique	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Puits, Appréciations cognitives	Lacs dans le Maine, États-Unis	Demande pour protéger les eaux douces de lacs (/foyer)	Surplus du consommateur : 3 677 - 3 765 US\$ pour une amélioration de la clarté de l'eau de 3,78 à 5,15 mètres Perte de bien-être: 25 388 - 46 750 US\$ si la clarté de l'eau décroît de 3,78 à 2,41 mètres	Boyle et al. 1999
Analyse du lien entre eutrophisation et prolifération des algues toxiques	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Puits, Appréciations cognitives	Grands Lacs du Nord, États-Unis	Perte potentielle annuelle de la valeur en termes des usages récréationnels des eaux, du prix de l'immobilier et de l'eau potable	Perte de la valeur des usages récréationnels: 0,37 - 1,16 milliards US\$/an Perte de valeur des propriétés immobilières: 0,3 - 2,8 milliards US\$/an Coût de l'eau potable: <i>non fourni</i> Coûts combinés approximatif: 2,2 milliards US\$/an	Carmichael et Boyer 2016
Dépenses pour la prévention de la perte de biodiversité aquatique liée à l'eutrophication	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Puits, Appréciations cognitives	14 écorégions aux États-Unis	Evaluation des dommages économiques potentiels à part de la comparaison de la situation actuelle par rapport à la situation de référence	Coûts associés aux usages récréationnels et pour la pêche à la ligne: 1,16 milliards US\$ Perte de valeur immobilière: 0,3 - 2,8 milliards US\$ Coûts des traitements de l'eau potable: 813 millions US\$ (achat de bouteilles d'eau) Coûts cumulés 2,2 milliards US\$	Dodds 2009
Méthodes d'évaluation économique de l'environnement	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Puits, Appréciations cognitives	Lake Rotorua, Nouvelle Zélande	Evaluation des coûts potentiels de dommages associés à la dégradation des écosystèmes d'un lac	Consommation de nourritures dans les milieux naturels sauvages: 0,3 - 1,4 millions New Zealand \$ en 2012 (soit, environ 0,18 - 0,8 millions €/an) Aménités et dimensions esthétiques: 1,1 - 3,8 millions New Zealand \$ (soit, environ 0,6 - 2,3 millions €/an) Usages récréationnels : 12 - 40,6 millions New Zealand \$ (soit, environ 7,2 - 24,5 millions €/an)	Mueller et al. 2008
Coût des dommages et des pertes de valeur relatives à l'eutrophication des eaux douces	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Puits, Appréciations cognitives	Régions d'Angleterre et au Pays de Galles	Coûts des dommages sociaux. (A) Réduction de la valeur des logements ; (B) Réduction de la valeur des plans d'eau pour les usages récréatifs, la fourniture d'eau au bétail, la navigation, l'irrigation, et les utilisations industrielles; (C) Coûts de traitement de l'eau potable (traitements et actions pour éliminer les algues toxiques et les produits de décomposition des algues); (D) Coûts de traitement de l'eau potable pour éliminer	90,56 - 129,3 millions US\$/an	Pretty et al. 2003

					l'azote ; (E) Coûts de nettoyage des voies navigables ; (F) Perte de valeur de l'atmosphère non polluée (via les gaz à effet de serre et l'acidification) ; (G) Perte de la valeur récréationnelle et des aménités des plans d'eau pour les sports nautiques (baignade, canotage, planche à voile, canoë-kayak), pêche à la ligne, et autres (Picnics, Marcher, Esthétique); Coûts (x) Santé pour les humains, le bétail et les animaux de compagnie.		
Analyse comptable des coûts de ramassage de marées vertes	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Bretagne	Coût du ramassage	7,6 - 122 €/tonne métrique	Charlier et al. 2007
Analyse conjointe	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Baie de Varna, Mer Noire, Bulgarie	Evaluation des dommages relatifs à des usages récréationnels dans la baie de Varna	Consentement à payer pour un programme d'élimination de la prolifération algale: 9,73 €/personne soit 1,3 millions €	Taylor and Longo 2010
Estimation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Sarasota, Floride, USA	Coût des services médicaux et de la perte de productivité durant la période de maladie	0,5 - 4 millions US\$	Hoagland et al. 2009
Estimation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Sud-Ouest, Floride, USA	Coût des maladies digestives et respiratoires à travers les coûts des services médicaux et de la perte de productivité et de temps de loisir durant la période de maladie	60 000 – 700 000 US\$/an	Hoagland et al. 2014
Estimation du coût social	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Canada	Impact économique des maladies relatives à des toxines	670 000 US\$/an	Todd, 1995
Estimation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	USA	L'incidence annuelle et le coût des maladies causées par les pathogènes marins aux États-Unis	900 millions US\$/an	Ralston et al., 2011
Coûts de nettoyage des algues vertes - Approche comptable	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Côte de Qingdao, Chine	Prend en compte l'estacade de confinement, le nettoyage (personnel, bateau de pêche, camions), le suivi (par air et mer) et le support logistique et les contributions diverses	Coût total du nettoyage : 87,3 millions US\$	Wang et al. 2009

8.1.5. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques

Les activités économiques peuvent être impactées par l'eutrophisation (Encadrés 8.7 et 8.8). Les services écosystémiques "Source", "Puits" et "Appréciations cognitives" sont les plus touchées.

Pour les eaux continentales, Fedra (1985) et Kitabatake (1982) développent des approches montrant la systémique d'une production jointe, respectivement, au niveau de l'aquaculture et des activités économiques (agriculture, industrie, tourisme...), à un niveau régional. Les activités économiques considérées exercent une pression sur l'environnement, notamment en termes d'émissions de nutriments, mais sont impactés par ces derniers, à travers une modification de l'état de l'environnement, sous forme, notamment, d'eutrophisation. Des processus économiques (station de traitement des eaux usées...) ou écologiques (remédiation) peuvent intervenir pour améliorer la qualité de l'eau. Pretty et al. (2003), à partir de la construction d'une comptabilité des coûts associés aux impacts de l'eutrophisation mettent en évidence les pertes économiques suivantes : (a) Pertes économiques nettes pour l'industrie du tourisme formelle (eaux intérieures et côtières) ; (b) Pertes économiques nettes en termes de vente pour l'aquaculture, la pêche, et la conchyliculture (Voir Tableau 8.7). Ils estiment entre 4,16 - 16,49 millions US\$/an la perte économique liée à l'eutrophisation dans les rivières et les lacs des régions d'Angleterre et du Pays de Galles.

Pour les eaux littorales, Ashan et Roth (2010) considèrent l'eutrophisation comme un risque, c'est-à-dire les effets de l'incertitude sur l'atteinte des objectifs (selon la norme ISO/FDIS 31 000), qui pourrait, du fait de la perte d'oxygène des milieux naturels, des marées d'algues nocives et toxiques, constituer des éléments décisifs sur l'évolution des prix et de la demande de moules. Rodriguez Rodriguez et al. (2011) démontrent le rôle des marées rouges sur le secteur de la mytiliculture en Galice (Espagne). Les enjeux ne sont dès lors pas seulement sanitaires ou techniques, mais également organisationnels. En effet les pertes économiques dépendent de facteurs comme l'importance de la période de temps de forte intensité de production, la possibilité de faire "glisser" la production sur les mois adjacents, selon l'ouverture des marchés, et l'intensité de l'épisode de marée rouge.

Lewitus et al. (2012) font un retour historique des causes et des impacts blooms sur la côte ouest de l'Amérique du Nord. Ils précisent que les économistes se sont focalisés à évaluer (1) les impacts négatifs sur l'économie régionale, (2) les coûts économiques des maladies humaines due aux marées rouges et (3) les perceptions des risques associés aux fruits de mer. Larkins et Adams (2007) estiment que les pertes, en termes d'activités économiques des restaurants et des hôtels, s'élèvent à 19,5 millions US\$ pour une marée rouge de 3 mois. De 1995 à 1999, ils calculent que les pertes mensuelles associées aux marées rouges sont de 2,8 millions US\$ pour les restaurants et de 3,7 US\$ pour les hôtels. Kimberly et al. (2009) propose d'analyser les pertes économiques d'un restaurant associées à l'apparition de marées rouges. Les pertes économiques sont de 868 – 3 734 US\$ par jour. Dyson et Huppert (2010) considèrent que les blooms de *Pseudo-nitzschia* induisent des réductions de 20,4 millions US\$ par an des ventes pour les zones côtières due à une baisse des activités récréatives et de 10,5 millions US\$ par an en termes des revenus du travail. Suite à la marée rouge décennale de 2005, Jin et al. (2008) ont estimé les impacts économiques directs. Selon une hypothèse basse, les impacts totaux directs pour le Maine (USA) s'élèveraient à 2,4 millions US\$ en incluant les pertes de revenus pour la conchyliculture et la mytiliculture. Dans le Massachusetts, ils sont évalués à environ 18 millions US\$. Enfin, Nierenberg et al. (2010) calcule les effets de la marée rouge à Sarasota County (Floride, USA) dans les pratiques des sauveteurs en mer. Les coûts médicaux et la perte de productivité ont engendré un coût de 3000 US\$ sur une période de 7 mois en 2005.

Pour Kahn (1988), les effets économiques des marées marrons sur la pêche de pétoncles dans l'Etat de New York (USA) s'élèvent à 2 millions US\$ par an. Huang et al. (2010) quantifient les effets économiques de l'hypoxie sur la pêche de la crevette brune à 32,000 US\$ par an pour la rivière Neuse et de 1,240,000 US\$ par an pour Palmico Sound sur la période 1999-2005. Pour Parsons et al. (2006), ont mesuré les effets hypothétiques d'un bloom de *Pfiesteria* sur la perception individuelle des risques associés à la consommation de fruits de mer. La perte économique en termes de baisse de consommation de

poissons, malgré l'information des consommateurs sur la non-nocivité des fruits de mer, était de l'ordre de 100 millions de dollars par mois.

Pour les eaux marines, les impacts de l'eutrophisation interviennent en termes de modification de la chaîne alimentaire, provoquant la réduction des pêches de poissons démersaux (Chang, 2012). Ce phénomène est d'autant plus important qu'il est associé à la surpêche. Alors qu'une quantité modérée de nutriments peut être bénéfique pour la pêche, l'eutrophisation constitue un problème sévère : moindre lumière, croissance des algues benthiques, perturbations de la chaîne alimentaire benthique, dépôts de matières organiques qui diminuent l'oxygène dissout dans les eaux profondes. Cette baisse de l'oxygène dissout caractérise les situations d'hypoxie et d'anoxie et se caractérise par le départ de la faune mobile et de la mort de la faune sessile.

Encadré 8.7 : Eutrophication and Aquaculture

Aquaculture in coastal waters illustrates the problems of considering one stressor at a time. Culture of fish and shellfish requires good water quality, which is a function of many physical, chemical, and biological processes. In general, nutrient enrichment should lead to improved culture situations, particularly for plants and filter-feeding mollusks, if other environmental drivers are not degraded. Degradation in oxygen is one of the most serious threats to aquaculture. This usually unseen decrease in oxygen in bottom and shallow waters can lead to reduced growth and mortality. The emphasis on dissolved oxygen is warranted given the importance of oxygen for sustaining life for all fishes and invertebrates -- see various examples presented in these proceedings (Diaz et al. 2012, p. 284).

Current estimates are that hypoxia related to eutrophication annually affects at least 240 000 km² globally (Díaz and Rosenberg, 2008). About 70 000 km² are inshore (estuarine/brackish waters and embayments), and about 170 000 km² are coastal offshore waters. There is also another 1.1 million km² of outer continental shelf bottom area affected by natural oxygen minimum zones (Helly and Levin, 2004). In total, about 4% of estuarine/brackish water and about 5% of shelf area are affected globally by hypoxia of some type. This translates to losses in ecosystem services in the billions of USD (Diaz et al. 2012, p. 301).

Lack of management of nonpoint nutrient loadings is the main factor fueling the expanding number of dead zones. The challenge will be to reduce nutrient loads reaching our coastal systems by increasing the efficiency of agriculture and restoring landscapes. As with climate change and increasing atmospheric CO₂, the time to act to reduce excess nitrogen and phosphorus is now. More people require more provisioning services of food, fuel, and fiber. So problems with oxygen in our coastal seas will not solve themselves. There is growing evidence that delays in reducing nutrient loads to marine systems will be increasingly costly to both humans and ecosystems. Over the years, the accumulation of organic matter and nutrients within ecosystems has set the stage for shifts that led to more hypoxia for a given input of additional nutrients. Once past this tipping point, greater reductions in nutrients will be required to control dead zone formation and reduce their size (Turner et al., 2008). In addition, systems may not recover along the same trajectory as they degrade and may take many years to recover altered ecosystem services and functions (Duarte and Conley 2009; Kemp et al., 2010) (Diaz et al. 2012, p. 302).

Encadré 8.8 : Estimation des coûts résiduels des marées vertes en Chine

Yi Yang (2016) estime, à partir de chiffres récoltés en 2008, que le coût annuel moyen pour l'industrie touristique de Qindao (Chine) imputée à la présence des marées vertes est de 22 200 millions de CNY, soit environ 3 046 millions d'euros) et le consentement à payer des résidents (échantillon de 200 personnes) et des touristes (échantillon de 2050 personnes), à partir d'une évaluation contingente réalisée en 2014, pour des politiques de lutte contre les marées vertes est de 2 250 CNY, soit 308,7* euros, par personne). (*Conversion effectuée le 30/11/2016).*

Tableau 8.7: Démarches d'évaluations économique et environnementale des impacts de l'eutrophisation sur les secteurs économiques. Les conversions en euros sont réalisées à partir des taux au 20-22 mai 2016.

DEMARCHES D'EVALUATION	VALEUR	ACTIF ENVIRONNEMENTAL	SERVICE ÉCOSYSTEMIQUE	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR ESTIMEE	SOURCE
Coût en termes de perte de productions relatives à l'eutrophisation	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Source, Puits	Lac Kasumigaura Japon	Coûts des dommages environnementaux	154*10 ⁴ -2284*10 ⁴ ¥ (yen) 1,485 *10 ⁴ – 22,018*10 ⁴ US\$ (taux de conversion 1 ¥ = 0,01 US\$)	Kitabatake 1982
Modèle à régression multiples de séries temporelles	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Source	Floride, USA	Pertes d'activités économiques dues aux marées rouges pour les communautés côtières de Destin et Fort Walton	2,8 millions US\$/mois pour les restaurants et 3,7 millions US\$/mois pour les hôtels	Larkin et Adams 2007
Pertes de revenus	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Source	Floride, USA	Pertes économiques associée à la pêche commerciale et de loisir associées à la marée rouge de 1971	20 millions US\$ en 1971	Habas et Gilbert, 1974
Coût des dommages et des pertes de valeur relatives à l'eutrophication des eaux douces	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux continentales	Source, Puits, Appréciations cognitives	Régions d'Angleterre et au Pays de Galles	Coûts des dommages sociaux. Pertes économiques nettes pour l'industrie du tourisme formelle (intérieures et côtières) ; Pertes économiques nettes en termes de vente pour l'aquaculture, la pêche, et la conchyliculture	4,16 - 16,49 millions US\$/an	Pretty et al. 2003
Comparaison de deux scénarios	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Sources	Maine et Massachusetts (USA)	Bénéfice économique net	2,4 millions US\$ pour le Maine et 18 millions US\$ pour le Massachusetts en 2005	Jin et al. 2008
Modèle Entrée-Sortie	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Sud-Est de la Floride (USA)	Impacts économiques	20,4 millions US\$ par an en termes de baisse des ventes et 10,5 millions US\$ par an en termes de perte de revenus du travail	Dyson et Huppert 2010
Estimation des impacts économiques	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Sources	Etat de New York, USA	Effets économiques des marées marrons sur la pêche de pétoncles dans l'Etat de New York (USA)	2 millions US\$/an	Kahn, 1988
Analyse contingente	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	USA	Les effets d'une floraison hypothétique de <i>Pfiesteria</i> sur la perception de l'individu des risques de santé liés à la consommation de fruits de mer	100 millions US\$/mois	Parsons et al., 2006
Estimation des impacts économiques	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Sources	Caroline du Nord, USA	Quantifier les effets économiques de l'hypoxie sur la pêche de la crevette brune	32,000 US\$ par an pour la rivière Neuse - 1,240,000 US\$ par an pour Pamlico Sound (1999-2005)	Huang et al. 2010
Coût des dépenses médicales et de la perte de productivité	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Sarasota County, Floride (USA)	Changements dans les pratiques des sauveteurs en mer en relation à la marée rouge à Sarasota County (Floride, USA)	3 000 US\$/période sur 7 mois en 2005	Nierenberg et al., 2010
Modèle statistique	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Sud-Est de la Floride (USA)	Réduction des ventes journalière pour un restaurant durant les marées rouges	868 – 3 734 US\$/jour	Kimberly et al. 2009

8.1.6. Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire

Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire signifie identifier les processus écologiques et économiques (par des processus techniques, industriels...) qui permettent de réduire l'eutrophisation (De Jonge et al. 2002) et/ou de valoriser les produits de l'eutrophisation (Aubry et al. 2014).

Dans le premier cas, la réduction de l'eutrophisation, les processus écologiques de réduction de l'eutrophisation passent par diverses actions de remédiation dont la préservation des zones humides (pour les lacs avec des enjeux d'eutrophisation et d'acidification), par le contrôle de l'eutrophisation (pour les lacs eutrophiques), par la bioremédiation (pour les lacs avec des enjeux d'eutrophisation et d'acidification) et par l'eutrophisation contrôlée (pour les lacs avec des enjeux d'acidification) (Ugochukwu et Nukpezah, 2008 ; Caçador et Duarte, 2014 ; Paludan et al. 2002).

Hein (2006) calcule la valeur minimum d'une eau claire dans trois lacs aux Pays-Bas, en termes de bénéfices minimum sans biomanipulation (1,8 - 2,8 millions €/an, selon l'analyse de sensibilité utilisée) et avec biomanipulation (0,1 - 0,3 millions €/an) (Tableau 8.8). Cette valeur peut être comparée aux dépenses annuelles consacrées dans les stratégies de contrôle de l'eutrophisation (de l'ordre de 1,5 millions €/an).

Byström (2000) examine les critères selon lesquels l'utilisation des zones humides serait économiquement rationnelle, à savoir : (1) l'utilisation des zones humides pour la réduction de l'azote ne doit pas augmenter la variabilité des émissions totales d'azote ; (2) la capacité de réduction des zones humides à être positive voire croissante; et (3) les coûts de dépollution doivent être suffisamment faibles pour motiver la construction des zones humides dans le cadre d'un programme de réduction de l'azote rentable. L'utilisation optimale de ces zones humides dans la partie sud-ouest de la Suède permettrait de réduire de 30% les émissions d'azote et pourrait engranger, selon les critères retenus, un bénéfice d'un montant entre 15 500 - 29 000 €. Gren (2010) propose une estimation de la valeur de la résilience des zones humides côtières. Il s'agit de calculer l'impact de la zone humide en termes de résilience nécessaire pour atteindre les objectifs de pollution prédéterminés selon des contraintes de vraisemblance. Sa valeur est estimée entre 63 - 2 265 millions € pour les zones humides côtières de la Mer Baltique. Cette valeur est positive quand la corrélation entre les capacités de "puits à azote" de la zone humide et la charge des polluants en amont est positive.

Gren (1999) propose d'examiner l'évolution de la valeur des terres comme "puits à azote" selon les modes de coordination aux niveaux national et international des actions pour améliorer la qualité de l'eau et dans l'optique de maximisation des bénéfices nets et de minimisation des coûts de réduction des polluants dans le bassin de drainage des terres de la Mer Baltique. La valeur de la terre, dans une zone de puits à azote, est toujours supérieure, en termes de bénéfices nets dans le cadre d'une stratégie de coordination internationale (1,1 milliard €/an) par rapport à celle reposant sur une politique nationale (232 millions €/an). Les coûts sont également minimisés dans le cadre d'une stratégie de coordination internationale (3,7 milliard €/an) par rapport à celle reposant sur une politique nationale (5,1 milliards €/an).

Enfin, Gren et al. (2009) ont calculé la valeur du service rendu par les fermes mytilicoles pour lutter contre l'eutrophisation. Les valeurs estimées varient entre environ 0,1 et 1,1 milliards d'euros par an en fonction des objectifs de réduction des nutriments dans la mer Baltique et les coûts de nettoyage net de la mytiliculture, qui correspondent à des économies, serait de l'ordre de 2% à 11%.

Dans le second cas, des études ont montré que pour obtenir un rendement et une rentabilité économique corrects la méthanisation des algues brutes, compromis par la forte teneur en eau et en sulfate des algues, nécessiterait une hydrolyse partielle préalable, suivie de pressage pour ne garder qu'un condensat du jus de digestion (Morand et al., 2006). D'autres opportunités de valorisation ont été étudiées (Tableau 8.8) : le compostage (Maze, 1993 ; Charlier et al., 2008) l'utilisation des algues dans des processus de traitement des eaux de laiterie (Higgins 2012) et de bioénergie (Charlier et al., 2007 ; Ullah et al., 2015).

Tableau 8.8: Démarches d'évaluations économique et environnementale de la réinsertion de l'eutrophisation dans une dynamique circulaire. Les conversions en euros sont réalisées à partir des taux au 20-22 mai 2016.

DEMARCHE D'EVALUATION	LA VALEUR DE L'ENVIRONNEMENT	LES ACTIFS ENVIRONNEMENTAUX	LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR	SOURCE
Modèle stochastique de contrôle des pollutions diffuses	Valeur d'usage (indirecte)	Zones humides	Puits	Région sud-ouest, Suède	Solution optimale de 30% des émissions selon 3 niveaux de fiabilité	Profit : 144 000 - 269 000 SEK (soit 15 500 - 29 000€)	Byström et al. 2000
Bénéfices nets pour le contrôle de l'eutrophisation	Valeur d'usage indirecte	Zones humides	Puits	Zone humide Se Wieden, Pays-Bas	Coût des mesures du contrôle du phosphore et de biomanipulation	Bénéfices minimum sans biomanipulation: 1,8 - 2,8 millions €/an Bénéfices minimum avec biomanipulation: 0,1 - 0,3 millions €/an	Hein 2006
Valeur de résilience	Valeur d'usage (indirecte)	Zones humides	Puits	Zones humides côtières, Mer Baltique	Valeur de la résilience	63 - 2 265 millions €	Gren 2010
Analyse Coût-Efficacité	Valeur d'usage (indirecte)	Terres	Puits	Mer Baltique	Calcul de la valeur marginale d'accroissement des terres pouvant servir de Puits à azote à travers une évaluation des coûts estimés pour la réduction optimale d'azote dans le bassin de drainage des terres de la Mer Baltique	Maximisation des bénéfices nets internationaux: 10 654 millions SEK (1,1 milliard €/an) Maximisation des bénéfices nets nationaux: 2 166 millions SEK (232 millions €/an) Minimisation des bénéfices nets internationaux: 35 257 millions SEK (3,7 milliards €/an) Minimisation des bénéfices nets nationaux: 47 572 millions SEK (5,1 milliards €/an)	Gren 1999
Modèle de minimisation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits	Bassin, Mer Baltique	Valeur estimée de la réduction des nutriments par les fermes de mytiliculture	0,1 à 1,1 milliards €/an	Gren et al. 2009
DEMARCHE D'EVALUATION	LA VALEUR DE L'ENVIRONNEMENT	SECTEUR ECONOMIQUE	LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR	SOURCE
Analyse de cycle de vie	Valeur d'usage (indirecte)	Traitement des eaux usées	Source	-	Coût du cycle de vie du traitement d'eaux usées des laiteries	1.42 US\$ / m³	Higgins 2012
Coût de production	Valeur d'usage (directe)	Bioénergie	Source	-	Coût de ramassage et d'équipement pour produire la bioénergie algale	100 000 \$/ha	Ullah et al. 2015

8.1.7. Conclusions

Si les symptômes de l'eutrophisation sont clairs et facilement perçus par tous, la détermination des impacts de l'eutrophisation n'est pas simple. Peu de travaux scientifiques sont menés dans ce domaine. Et pourtant, cette démarche est essentielle, puisqu'elle permet de mettre en évidence en quoi l'eutrophisation constitue un problème pour la société. Dans le cadre de ce document, nous nous sommes intéressés à déterminer les impacts de l'eutrophisation sous l'angle d'une évaluation socio-économique, mêlant à la fois l'"Assessment", c'est-à-dire la recherche structurée d'information pour décrire les impacts de l'eutrophisation et la "Valuation" qui consiste à estimer la valeur économique de l'environnement. En aucun cas, ce rapport ne fait état de l'"Evaluation" (en anglais) qui serait une démarche normative dont l'objectif serait de fournir une signification sociale à la connaissance ('Bon', 'Mauvais', 'juste', 'injuste', 'acceptable', 'non acceptable'...).

La démarche d'évaluation s'est structurée autour de l'identification de quatre enjeux des impacts de l'eutrophisation, de l'identification des services écosystémiques impactés, selon les actifs environnementaux (eaux continentales, eaux littorales et eaux marines) et les conventions d'estimation de valeur de l'environnement retenues dans une perspective socio-économique. Diverses analyses scientifiques, outils, méthodes ont été identifiés, dressant le profil des impacts de l'eutrophisation, pour chacun des enjeux, comme un patchwork. Cette démarche intégrée permet de présenter, sous des angles différents, la complexité de la considération des impacts de l'eutrophisation, qui ne peuvent être réduit à un seul chiffre, à un seul indicateur. Cependant, pour une partie des éléments mis en évidence, des tentatives de monétarisation ont été proposées dans les articles scientifiques, pour donner, principalement en termes monétaires, des informations concernant les dommages et les avantages associés à l'eutrophisation. Dans de nombreux articles, les auteurs signalent que les coûts fournis sont sous-estimés, ne pouvant intégrer l'ensemble des éléments composants les impacts de l'eutrophisation.

Les tableaux 8.9 à 8.11 reprennent les informations concernant les tentatives de quantification des coûts fournies dans cette contribution, mais rassemblées par actif environnemental :

Pour les eaux continentales (Tableau 8.9), l'évaluation repose sur la prise en compte des valeurs d'usage indirecte de l'environnement, c'est-à-dire la valeur des services qui entre en compte dans la production d'un bien ou service consommé par la société. Les études menées portent principalement sur l'évaluation, en termes de coûts, des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau et de l'environnement, sur la santé et le bien-être et sur les activités économiques. Il n'existe dans ce recensement aucune étude en France.

Pour les eaux littorales et zones côtières (Tableau 8.10) L'évaluation repose sur la considération de la valeur d'usage indirecte, pour l'ensemble des services écosystémiques, mais principalement, les enjeux relatifs à la santé humaine et le bien-être et la réinsertion de l'eutrophisation dans une dynamique circulaire. L'interaction entre les services écosystémiques "Puits" des zones côtières est étudiée dans le cadre de stratégie d'atténuation des apports en nutriments et "Source", comme opportunité de valorisation les algues dans des processus économiques. Dans ce recensement, une seule étude porte sur un cas en France. Aucune évaluation économique ne porte sur les effets sur la santé humaine ni sur la dynamique économique locale ou régionale (ex. sur le tourisme).

Pour les eaux marines (Tableau 8.11), une seule tentative de quantification des impacts de l'eutrophisation a été recensée. La plupart des travaux portent sur la structuration des connaissances scientifiques pour développer une analyse intégrée du risque 'Eutrophisation', des formes de gouvernance et de gestion des impacts de l'eutrophisation ainsi que la prise en compte de l'incertitude. La complexité des problématiques est liée à l'échelle des impacts, au caractère international des zones étudiées. Les impacts sont traités sous l'angle de l'évaluation de la valeur d'usage indirecte, sur les services écosystémiques "Puits" et "Support de vie".

Tableau 8.9 : Récapitulatifs des formes de coûts et d'avantages associés aux impacts de l'eutrophisation pour les eaux continentales.

DEMARCHE D'EVALUATION	VALEUR	SERVICE ÉCOSYSTEMIQUE	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR ESTIMEE	SOURCE
1. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique						
Dépenses pour la prévention de la perte de biodiversité aquatique liée à l'eutrophisation	Valeur d'usage (indirecte)	Support de vie, Puits	14 éco-régions aux États-Unis	Evaluation des dommages économiques potentiels à part de la comparaison de la situation actuelle par rapport à la situation de référence en termes de perte de biodiversité	44 millions US\$/an	Dodds et al. 2008
Méthodes d'évaluation économique de l'environnement	Valeur d'usage (indirecte)	Support de vie, Puits	Nouvelle Zélande	Evaluation des coûts potentiels de dommage associés à la dégradation des écosystèmes d'un lac	0 - 2,3 millions New Zealand \$ en 2012 (soit, environ 1,39 millions €/an)	Mueller et al. 2016
Coût des dommages écologiques de l'eutrophisation des eaux douces	Valeur d'usage (indirecte)	Support de vie, Puits	Régions d'Angleterre et au Pays de Galles	Effets écologiques négatifs sur le biote (découlant des variations de nutriments, pH, oxygène), résultant en changement de la composition des espèces (biodiversité) et la perte d'espèces clés ou sensibles ; pour la période 2000-2004	Coûts des actions : 0, 53 - 0,92 millions US\$ par an/lac eutrophe 0, 45 millions US\$ par an/lac mésotrophe Coûts de restauration (Norfolk Broads): 11 millions US\$ sur 5 ans dans des conditions pré-eutrophiques. Coûts des effets sur le biotope :10,28 - 14,17 millions US\$/an/lac mésotrophe	Pretty et al. 2003
Méthodes d'éco-exergie, d'énergie et de ratio éco-exergie—empower et évaluation monétaire	Valeur d'usage (indirecte)	Source, Support de vie, puits	Espagne	Evaluation des effets de l'eutrophisation et des plantes invasives sur les systèmes d'eau douces	Énergie: $2,04 \cdot 10^{12}$ - $3,82 \cdot 10^{12}$ sej/an Eco-Exergie: $2,98 \cdot 10^5$ - $2,72 \cdot 10^7$ kjoules/dm ³ Coût pour le lac eutrophe avant l'invasion d'écrevisses exotiques ($6,68 \cdot 10^5$ US\$); pour le lac mésotrophe ($5,14 \cdot 10^5$ US\$); pour le lac eutrophe après l'invasion d'écrevisses exotiques ($6,54 \cdot 10^3$ US\$)	Marchi 2012
2. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être						
Méthode hédonique	Valeur d'usage (indirecte)	Puits, Appréciations cognitives	États-Unis	Demande pour protéger les eaux douces de lacs	Surplus du consommateur : 3 677 - 3 765 US\$ pour une amélioration de la clarté de l'eau de 3,78 à 5,15 mètres Perte de bien-être: 25 388 - 46 750 US\$ si la clarté de l'eau décroît de 3,78 à 2,41 mètres	Boyle et al. 1999
Analyse du lien entre eutrophisation et prolifération des algues toxiques	Valeur d'usage (indirecte)	Puits, Appréciations cognitives	Grands Lacs du Nord, États-Unis	Perte potentielle annuelle de la valeur en termes des usages récréationnels des eaux, du prix de l'immobilier et de l'eau potable	Usages récréationnels: 0,37 - 1,16 milliards US\$/an Perte de valeur des propriétés immobilières: 0,3 - 2,8 milliards US\$/an Coût de l'eau potable: <i>non fourni</i> Coûts combinés approximatifs: 2,2 milliards US\$/an	Carmichael et Boyer 2016
Dépenses pour la prévention de la perte de biodiversité aquatique liée à l'eutrophication	Valeur d'usage (indirecte)	Puits, Appréciations cognitives	14 écorégions aux États-Unis	Evaluation des dommages économiques potentiels à part de la comparaison de la situation actuelle par rapport à la situation de référence	Coûts associés aux usages récréationnels et pour la pêche à la ligne: 1,16 milliards US\$ Perte de valeur immobilière: 0,3 - 2,8 milliards US\$ Coûts des traitements de l'eau potable: 813 millions US\$ (achat de bouteilles d'eau) Coûts cumulés 2,2 milliards US\$	Dodds 2009

Méthodes d'évaluation économique de l'environnement	Valeur d'usage (indirecte)	Puits, Appréciations cognitives	Nouvelle Zélande	Evaluation des coûts potentiels de dommages associés à la dégradation des écosystèmes d'un lac	Consommation de nourritures dans les milieux naturels sauvages: 0,3 - 1,4 millions New Zealand \$ en 2012 (soit, environ 0,18 - 0,8 millions €/an) Aménités et dimensions esthétiques: 1,1 - 3,8 millions New Zealand \$ (soit, environ 0,6 - 2,3 millions €/an) Usages récréationnels : 12 - 40,6 millions New Zealand \$ (soit, environ 7,2 - 24,5 millions €/an)	Mueller et al. 2008
Coût des dommages et des pertes de valeur relatives à l'eutrophication des eaux douces	Valeur d'usage (indirecte)	Puits, Appréciations cognitives	Régions d'Angleterre et au Pays de Galles	Coûts des dommages sociaux. (A) Réduction de la valeur des logements ; (Bi) Réduction de la valeur des plans d'eau pour les usages récréatifs, la fourniture d'eau au bétail, la navigation, l'irrigation, et les utilisations industrielles; (C) Coûts de traitement de l'eau potable (élimination des algues toxiques); (D) Coûts de traitement de l'eau potable pour éliminer l'azote ; (E) Coûts de nettoyage des voies navigables ; (F) Perte de valeur de l'atmosphère non polluée (via les gaz à effet de serre et l'acidification) ; (G) Perte de la valeur récréationnelle et des aménités des plans d'eau ; (H) Santé pour les humains, le bétail et les animaux de compagnie	90,56 - 129,3 millions US\$/an	Pretty et al. 2003
3. Evaluation des impacts de l'eutrophication sur les activités économiques						
Coût en termes de bien-être de la perte de production relatives à l'eutrophication	Valeur d'usage (indirecte)	Source, Puits	Lac Kasumigaur, Japon	Coûts des dommages environnementaux	154*10 ⁴ -2284*10 ⁴ ¥ (yen) 1,485 *10 ⁴ – 22,018*10 ⁴ US\$ (taux de conversion 1 ¥ = 0,01 US\$)	Kitabatake 1982
Coût des dommages et des pertes de valeur relatives à l'eutrophication des eaux douces	Valeur d'usage (indirecte)	Source, Puits, Appréciations cognitives	Régions d'Angleterre et au Pays de Galles	Coûts des dommages sociaux. Pertes économiques nettes pour l'industrie du tourisme formelle (intérieures et côtières) ; Pertes économiques nettes en termes de vente pour l'aquaculture, de la pêche, et la conchylicultures	4,16 - 16,49 millions US\$/an	Pretty et al. 2003
Modèle à régression multiples de séries temporelles	Valeur d'usage (indirecte)	Source	Floride, USA	Pertes d'activités économiques dues aux marées rouges pour les communautés côtières de Destin et Fort Walton	2,8 millions US\$/mois pour les restaurants et 3,7 millions US\$/mois pour les hôtels	Larkin et Adama, 2007
Evaluation des pertes des activités touristiques et de la pêche commerciale	Valeur d'usage (indirecte)	Source	Floride, USA	Perte économiques associée à la pêche commerciale et de loisir	20 millions US\$ en 1971	Habas et Gilbert, 1974
4. Réinsérer l'eutrophication dans une dynamique circulaire						

Tableau 8.10. Récapitulatifs des formes de coûts et d'avantages associés aux impacts de l'eutrophisation sur les eaux littorales et zones côtières.

DEMARCHE D'EVALUATION	VALEUR	ACTIF ENVIRONNEMENTAL	SERVICE ÉCOSYSTEMIQUE	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR ESTIMEE	SOURCE
1. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique							
Consentement à payer	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Support de vie	Port de Brest, France	Evaluation du consentement à payer pour des eaux salubres et des écosystèmes de qualité (modèle Logit et Tobit)	Salubrité de l'eau : 33 € par ménage/an ; Qualité de l'écosystème: 24 € par ménage/an	Le Goffe 1995
2. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être							
Analyse comptable des coûts de ramassage de marées vertes	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Bretagne	Coût du ramassage	7,6 - 122 €/tonne métrique	Charlier et al. 2007
Analyse conjointe	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Baie de Varna, Mer Noire, Bulgarie	Evaluation des dommages relatifs à des usages récréationnels dans la baie de Varna	Programme pour l'élimination de la prolifération algale: 9,73 €/personne soit 1,3 millions €	Taylor and Longo 2010
Coûts de nettoyage des algues vertes – Approche comptable	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Chine	Prend en compte l'estacade de confinement, le nettoyage (personnel, bateau de pêche, camions), le suivi (par air et mer) et le support logistique et les contributions diverses	Coût total du nettoyage : 87,3 millions US\$	Wang et al. 2009
Estimation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Sarasota, Floride, USA	Coût des services médicaux et de la perte de productivité durant la période de maladie	0,5 - 4 millions US\$	Hoagland et al. 2009
Estimation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Sud-Ouest, Floride, USA	Coût des maladies digestives et respiratoires à travers les coûts des services médicaux et de la perte de productivité et de temps de loisir durant la période de maladie	60 000 – 700 000 US\$/an	Hoagland et al. 2014
Estimation du coût social	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	Canada	Impact économique des maladies relatives à des toxines	670 000 US\$/an	Todd, 1995
Estimation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits, Appréciations cognitives	USA	L'incidence annuelle et le coût des maladies causées par les pathogènes marins aux États-Unis	900 millions US\$/an	Ralston et al., 2011
3. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques							
Comparaison de deux scénarios	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Sources	Maine et Massachusetts (USA)	Bénéfice économique net	2,4 millions US\$ pour le Maine et 18 millions US\$ pour le Massachusetts en 2005	Jin et al. 2008
Modèle Entrée-Sortie	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Sud-Est de la Floride (USA)	Impacts économiques	20,4 millions US\$ par an en termes de baisse des ventes et 10,5 millions US\$ par an en termes de perte de revenus du travail	Dyson et Huppert 2010

Modèle statistique	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Sud-Est de la Floride (USA)	Réduction des ventes journalière pour un restaurant durant les marées rouges	868 – 3 734 US\$/jour	Kimberly et al. 2009
Estimation des impacts économiques	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Sources	Etat de New York, USA	Effets économiques des marées marrons sur la pêche de pétoncles dans l'Etat de New York (USA)	2 millions US\$/an	Kahn, 1988
Analyse contingente	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	USA	Les effets d'une floraison hypothétique de <i>Pfiesteria</i> sur la perception de l'individu des risques de santé liés à la consommation de fruits de mer	100 millions US\$/mois	Parsons et al., 2006
Estimation des impacts économiques	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Sources	Caroline du Nord, USA	Quantifier les effets économiques de l'hypoxie sur la pêche de la crevette brune	32,000 US\$ par an pour la rivière Neuse - 1,240,000 US\$ par an pour Palmico Sound (1999-2005)	Huang et al. 2010
Coût des dépenses médicales et de la perte de productivité	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Appréciations cognitives	Saratosa County, Floride (USA)	Changements dans les pratiques des sauveteurs en mer en relation à la marée rouge à Saratosa County (Floride, USA)	3 000 US\$/période sur 7 mois en 2005	Nierenberg et al., 2010

4. Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire							
Modèle stochastique de contrôle des pollutions diffuses	Valeur d'usage (indirecte)	Zones humides	Puits	Région sud-ouest, Suède	Solution optimale de 30% des émissions selon 3 niveaux de fiabilité	Profit : 144 000 - 269 000 SEK (soit 15 500 - 29 000€)	Byström et al. 2000
Bénéfices nets pour le contrôle de l'eutrophisation	Valeur d'usage indirecte	Zones humides	Puits	Zone humide Se Wieden, Pays-Bas	Coût des mesures du contrôle du phosphore et de biomanipulation	Bénéfices minimum sans biomanipulation: 1,8 - 2,8 millions €/an Bénéfices minimum avec biomanipulation: 0,1 - 0,3 millions €/an	Hein 2006
Valeur de résilience	Valeur d'usage (indirecte)	Zones humides	Puits	Zones humides côtières, Mer Baltique	Valeur de la résilience	63 - 2 265 millions €	Gren 2010
Analyse Coût-Efficacité	Valeur d'usage (indirecte)	Terres	Puits	Mer Baltique	Calcul de la valeur marginale d'accroissement des terres pouvant servir de Puits à azote à travers une évaluation des coûts estimés pour la réduction optimale d'azote	Maximisation des bénéfices nets internationaux: 10 654 millions SEK (1,1 milliard €/an) Maximisation des bénéfices nets nationaux: 2 166 millions SEK (232 millions €/an) Minimisation des bénéfices nets internationaux: 35 257 millions SEK (3,7 milliards €/an) Minimisation des bénéfices nets nationaux: 47 572 millions SEK (5,1 milliards €/an)	Gren 1999
Modèle de minimisation des coûts	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux littorales	Puits	Bassin, Mer Baltique	Valeur estimée de la réduction des nutriments par les fermes de mytiliculture	0,1 à 1,1 milliards €/an	Gren et al. 2009

Tableau 8.11 : Récapitulatifs des formes de coûts et d'avantages associés aux impacts de l'eutrophisation pour les eaux marines.

DEMARCHES D'EVALUATION	LA VALEUR DE L'ENVIRONNEMENT	LES ACTIFS ENVIRONNEMENTAUX	LES SERVICES ECOSYSTEMIQUES	PAYS, ZONES	METHODE D'ESTIMATION	VALEUR	SOURCE
1. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique							
Consentement à payer	Valeur d'usage (indirecte)	Eaux marines	Support de vie, Puits	Golfe de Finlande, Mer Baltique	Consentement à payer pour une amélioration de la qualité de l'eau selon trois scénarios de réduction des apports en nutriments (clarté des eaux, abondance des poissons peu demandés (<i>Cyprinids</i>), statut de l'algue (<i>Fucus vesiculosus</i>) et marées d'algues bleues-vertes)	28 millions - 54 millions €	Kosenius 2010
2. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine et le bien-être							
3. Evaluation des impacts de l'eutrophisation sur les activités économiques							
4. Réinsérer l'eutrophisation dans une dynamique circulaire							

Si l'eutrophisation est un problème commun aux eaux continentales, littorales et marines, la manière de l'analyser et de l'évaluer est spécifique à chacun des actifs environnementaux. La complexité de chacun est liée, notamment, aux interactions des systèmes socio-écologiques. L'enjeu n'est dès lors pas seulement la production de plus de connaissances scientifiques (Zingone et Enevoldsen, 2000) mais bien de prendre en compte la diversité des enjeux environnementaux, sociaux et économiques et les défis d'une gouvernance et d'une gestion environnementales reposant notamment sur la construction d'interfaces Science-Politique.

8.2. Instruments économiques pour diminuer l'eutrophisation⁴

Jean-Philippe Terreaux et Jean-Marie Lescot

Irstea Bordeaux, Unité ETBX

Dans cette partie nous étudions les instruments économiques déjà mis en œuvre pour lutter contre l'eutrophisation, grâce à une étude de la bibliographie rassemblée. Il ne s'agit pas de l'ensemble des instruments économiques qui pourraient être mis en œuvre, car ce serait faire de la recherche, ce qui n'est pas l'objectif de cette expertise collective. Les cas d'étude concernent différents contextes. Certaines situations ont fait l'objet de nombreuses études ; c'est le cas en particulier de la Mer Baltique, ce qui permet d'y examiner un même problème sous différents angles. Ce travail ne concerne pas l'évaluation des coûts liés à l'eutrophisation (traité dans le chapitre 7.1 de cette expertise collective).

8.2.1. Délimitation du corpus bibliographique

La stratégie suivie pour définir le corpus bibliographique a été la suivante : nous avons défini dix articles qui nous paraissaient incontournables pour le sujet traité. Nous avons ensuite fait une recherche systématique des articles publiés dans des revues à comité de lecture et des livres d'éditeurs scientifiques, à partir des deux bases Econlit (Economic literature) et Scopus, qui se révèlent plus riches que le Web of Science pour les sciences économiques. Les équations finales utilisées et le nombre de documents issus de chacune d'elle sont indiqués dans le tableau 8.12 ci-dessous.

Tableau 8.12. Equations utilisées pour la délimitation du corpus documentaire. Les 11 premières équations ont été lancées dans la base Scopus, et la dernière dans la base Econlit. Afin d'obtenir un nombre raisonnable de textes, la première, la troisième et la quatrième équations ont été limitées (LIMIT-TO SUBJAREA) aux documents rattachés aux sciences économiques (ECON), sociales (SOC), au business (BUSI), aux « Decision Sciences » (DECI), Multidisciplinaire (MULT), aux « Arts and humanities » (ARTS).

Equation	Nombre de documents
Eutroph* AND (Regulation OR incentive OR "public policy")	82
Eutroph* AND Procurement	10
Eutroph* AND (impact AND econom* AND (evaluation OR assessment))	19
Eutroph* AND cost*	43
Eutroph* AND (cost AND mitig* AND eutrophi* AND econ*)	37
Eutroph* AND (cost AND allocation)	33
resource equivalency analysis OR habitat equivalency analysis	51
eutroph* AND uncertainty AND econom*	63
eutroph AND risk AND econom*	193
eutroph* AND abatement AND cost	83
eutroph AND abatement AND economy AND "public policy"	4
(eutroph* AND impact) AND (eutroph* AND economic)	409
Total	1027

Après suppression des articles en double, c'est au total 932 documents différents qui ont été collectés. Nous avons ensuite supprimé tous les articles, qui, bien que répertoriés par cette recherche systématique, étaient finalement hors sujet, ou très périphériques. Finalement nous en avons conservé 382.

Ces documents nous ont permis d'établir une ébauche de plan, avec une répartition, partie par partie, des articles concernés. Nous avons ensuite éliminé les textes les moins pertinents, aboutissant à l'obtention pour la partie 8.2.2 (Efficacité économique des politiques publiques) de 128 documents,

⁴ Un document résume l'essentiel des éléments présentés dans cette section. : Terreaux J.P., J.M. Lescot, 2017, Instruments économiques pour lutter contre l'eutrophisation : une analyse de la littérature, Irstea, Bordeaux-Cestas, miméo, 19 p.

pour la partie 8.2.3 (Pollutions diffuses issues du secteur agricole) de 58 documents et pour la partie 8.2.4 (Analyses coûts-bénéfices et coûts-efficacité) de 29 documents. Il est à noter qu'un document peut apporter des éléments substantiels à différentes sections. Enfin, la rédaction de chaque section nous a amené à exploiter en détail chaque livre ou article, et à retrouver des documents complémentaires.

8.2.2. Efficacité économique des politiques publiques

JP Terreaux

Irstea Bordeaux, Unité ETBX

Dans cette partie traitant de certains aspects économiques, nous partons du fait que l'origine de l'eutrophisation est principalement d'une part les eaux usées, d'autre part la fertilisation et les effluents agricoles, dans chaque cas de manière ponctuelle ou diffuse. Ce sont sur ces différents compartiments que nous étudions les modalités de réduction de l'eutrophisation.

8.2.2.1. Introduction aux aspects économiques de l'eutrophisation

8.2.2.1.1. Avoir un cadre général

De manière générale, comme le montre Naedval (2001), il existe un niveau optimal d'eutrophisation, qui n'est ni la recherche d'une eutrophisation zéro, ce qui induirait un coût trop important pour la société (manque d'activités économiques), ni l'acceptation sans recherche d'amélioration de niveaux d'eutrophisation dommageables à l'environnement. La situation est d'autant plus compliquée que l'eutrophisation apparaît le plus souvent liée à des effets de seuils (niveaux de concentration de différents polluants), et qu'une fois ces seuils franchis, la dynamique des écosystèmes évolue ; ce qui rend la définition de politiques optimales assez difficile. En outre, si cet auteur utilise des méthodes d'optimisation, d'autres outils peuvent être mis en place, telle la théorie de la viabilité (Aubin, 1991⁵), pour aborder différemment les mêmes difficultés. Pour en revenir aux modèles d'optimisation, il faut être conscient qu'appliquer de simples contraintes à différentes variables (par exemple rechercher à ce que la concentration en polluant reste inférieure à un seuil donné) dans des modèles classiques d'optimisation économique peut être inefficace : d'une part, en général, quand le problème se pose, c'est que cette contrainte est franchie, et de ce fait le modèle peut être mal défini. D'autre part, même si on est en deçà du seuil limite de concentration, il peut être optimal économiquement de franchir temporairement ce seuil, pour retrouver ensuite des valeurs plus acceptables, à un coût global moindre. Les politiques menées peuvent aussi être différentes en deçà et au-delà de ce seuil.

Bryn et al. (2010) insistent sur le fait que les coûts des actions envisagées doivent être comparés aux bénéfices escomptés : par exemple le Baltic Sea Action Plan signé en 2007 aurait entraîné un coût de 3 milliards d'euros par an ; pour minimiser le risque d'un gaspillage de sommes aussi importantes pour des mesures plus ou moins efficaces, les auteurs signalent qu'il est impératif de développer une structure pour faire des recommandations sur la politique à suivre, qui doit inclure des liens entre les aspects écologiques et économiques, à différents niveaux d'objectifs, de temporalité. Avoir un cadre théorique solide est indispensable, pour éviter les erreurs souvent coûteuses et pour tenter d'avoir des effets raisonnables des stratégies mises en œuvre. Il est clair aussi que l'on n'aura jamais une compréhension exhaustive et parfaite des systèmes écologiques, économiques, et des relations entre les deux. Mais la recherche d'actions efficaces et non excessivement onéreuses peut aussi prendre en compte cette incertitude. Il serait irresponsable de suggérer ou de mettre en œuvre des mesures

⁵ Aubin J. P., 1991, Viability Theory, Birkhauser, Boston.

coûteuses, et simplement de deviner ou espérer qu'elles apporteront des améliorations des écosystèmes.

8.2.2.1.2. Définir l'objectif ou sinon les contraintes

Comme montré par Prieur (2009), on ne peut compter sur la « courbe de Kuznets » environnementale pour résoudre les problèmes de pollution : l'idée d'une telle courbe est que durant les premières étapes du développement d'une économie, l'environnement se détériore car la priorité est mise sur l'augmentation de la production de biens ; mais ensuite, l'augmentation du bien-être passe par une réhabilitation du cadre de vie général. Et même si c'était le cas, même si on peut penser qu'à l'avenir les conditions environnementales iront s'améliorant, encore faudrait-il déterminer à quel rythme, et quels instruments à mettre en œuvre à cet effet.

Ici la question principale est d'étudier différentes modalités d'atteinte des objectifs. Il peut s'agir tout autant d'approches implicites par des modèles d'optimisation (par exemple minimiser un coût) ou de viabilité (par exemple faire en sorte que les coûts restent dans une plage acceptable, ou que les concentrations ne dépassent pas un certain seuil).

Toute mesure de réduction de l'eutrophisation présente un coût, par exemple en nécessitant de modifier certaines pratiques (modalités d'emploi des engrais en agriculture, modalités de traitement des eaux usées), qui seront in fine répercutées sur les prix (prix des produits agricoles) les impôts (taxes locales pour l'épuration de l'eau) ou encore qui se traduiront par une modification des risques encourus (par exemple risque sur le niveau de revenu en agriculture, mais aussi risque sur le niveau de production, en quantité, des produits alimentaires, avec des répercussion allant au-delà des prix).

Le problème est de trouver un système soit incitatif, soit contraignant, mais dans tous les cas aboutissant à un équilibre acceptable par tous (les agriculteurs, les contribuables, ceux bénéficiant d'une eau de qualité...), dans le cadre des contraintes que chacun subit par ailleurs (marchés agricoles fluctuants, charge fiscale globale comparée à celle d'autres pays etc.). Par exemple Metcalfe (2002) montrait dès 2002 que l'augmentation des contraintes environnementales aux USA, Canada et en Europe aurait assez peu d'effet sur la compétitivité relative des deux premiers pays pour ce qui concerne la production de porc, mais des effets plus sévères en Europe, conduisant au final à une augmentation de la part de marché mondial pour les exportations des premiers, au détriment de l'Europe.

8.2.2.1.3. Les instruments économiques en quelques lignes

Huppès (1988) indique que globalement il est possible de distinguer trois types de politique environnementale. En premier lieu les activités (ou actions structurelles) entreprises directement par la puissance publique, par exemple la construction et la gestion des stations d'épuration des eaux usées, en deuxième lieu, les actions non structurelles pilotées directement par la puissance publique telles que l'éducation, la mise en responsabilité (principe pollueur-payeur), en troisième lieu la réglementation des activités privées à partir par exemple de licences, de standards, de codes.

Il est à noter (avec Huppès, 1988) que les coûts des politiques environnementales sont assez complexes à définir et à calculer, qu'il s'agisse des coûts directs ou des coûts indirects. Pour ces derniers par exemple, la puissance publique supporte les coûts de contrôle, des litiges qui en sont issus éventuellement, les coûts de la recherche nécessaire pour des actions efficaces ; et les entreprises supportent les coûts des contraintes, les coûts d'administration, les coûts des litiges... En outre ces coûts ont le plus souvent un caractère dynamique (variation au fil du temps), ce qui complique encore la prise de décision (pour la puissance publique ou pour les entreprises), car ils doivent être pris en compte dans des processus de décision à la complexité croissante.

Les outils incitatifs peuvent être classés en différentes catégories (voir par exemple Romstad, 2014) :

a/ Systèmes de « commande et contrôle » : le régulateur indique les mesures qui doivent être prises, et contrôle qu'elles le sont effectivement. Différents problèmes émergent, tous plus ou moins liés à l'information qu'a le régulateur sur l'efficacité des mesures imposées, la diversité des situations locales

et leur impact sur cette efficacité, la réalité de la mise en place (le tout pouvant se traduire par une asymétrie d'information entre principal et agent). Latacz-Lohman et Hodge (2003) ont montré comment la première génération de mesures agri-environnementales européennes a utilisé cette méthode du commandement et contrôle, par exemple pour les dates et les concentrations d'épandage des effluents d'élevage sur les terres agricoles, alors que plus récemment des instruments de marché (voir ci-après) ont été mis en place.

b/ La régulation à partir de taxes et de subventions. Dans le cas des subventions, se pose la question des capacités de financement, et de qui paie au final ; en outre un problème général émerge : est-il légitime de subventionner la réduction d'une pollution, et n'est-ce pas contraire au principe pollueur-payeur ? Une possibilité est de contraindre le pollueur, pour recevoir des subventions qu'il reçoit pour d'autres objectifs (par exemple différentes subventions agricoles), à respecter certaines contraintes. Il ne s'agit pas alors de subventions directes à la réduction de la pollution, mais de faire de cette réduction une condition nécessaire à toute aide publique. Un des problèmes généralement constatés est que ces contraintes, qui semblent coûter peu à la puissance publique, sont souvent peu ciblées ou trop générales dans leur définition, et finalement peu efficaces. D'autre part, une certaine iniquité se crée entre les bénéficiaires des subventions, puisque le coût de la satisfaction des contraintes n'est pas toujours proportionnel au montant des subventions qui est en jeu.

Ainsi Latacz-Lohmann et Hodge (2003) montrent comment on a observé au Royaume Uni un glissement du droit de propriété en 2000 : pour les sites d'intérêt spécifique, il ne s'agit plus de payer le propriétaire pour les opportunités auxquelles il renonce en faveur de la protection de l'environnement, mais rend condamnable les actions portant atteinte au milieu, et les paiements sont faits uniquement pour les actions positives en faveur de l'environnement. Autrement dit le droit de propriété s'accompagne désormais d'un devoir de protection de la nature correspondante.

Comme l'indique Romstad (2014), ces subventions peuvent aussi servir à mettre en place par exemple des zones tampons, ou à protéger des zones humides, qui bénéficient alors à la biodiversité et au paysage, ce qui permet d'atténuer l'impression que les pollueurs sont subventionnés. A noter que ces zones peuvent aussi dans certaines circonstances être imposées ; elles ressortissent alors d'un système commandement et contrôle.

Dans le cas des taxes, la question porte principalement sur la capacité à payer et sur l'acceptation d'une taxe supplémentaire. Taxer les pollueurs n'est pas si facile à mettre en œuvre, pour un problème où une majorité des sources de pollution est diffuse (par exemple certaines pollutions agricoles, épuration individuelle des eaux usées). L'efficacité du système nécessite aussi des informations pertinentes sur le changement de pratiques induites, qui varie selon les différentes situations (géographiques, de contraintes financières etc.). Cela étant, le système peut évoluer progressivement au fur et à mesure du constat de ses effets directs et indirects, de l'évolution des techniques disponibles, du niveau de pollution générale. Ces taxes peuvent être aussi indirectes, et peser sur des intrants aux activités polluantes, ou sur des facteurs qui paraissent explicatifs à la pollution émise.

Cette régulation est moins brutale que la première (commandement et contrôle) puisque l'agent économique peut refuser la subvention, ou accepter de payer une taxe et continuer comme avant. Cela peut être de son intérêt si les contraintes imposées sont trop coûteuses.

Ces subventions et surtout taxes peuvent concerner les inputs, souvent plus faciles à mettre en place (moins de coûts de transaction), ce qui est parfois plus adapté quand les émissions sont plus hétérogènes. Le problème principal provient du fait que ce qui est dommageable est le polluant, alors que ce qui est taxé ou subventionné est un input ; entre les deux, il y a tout un processus de production, qui peut différer d'un agent à l'autre. Et aussi que les impacts des polluants peuvent être très différents d'une localisation géographique à une autre. Enfin les intrants peuvent ne pas être les mêmes d'une exploitation à une autre : par exemple l'emploi d'engrais chimique sera taxé, alors que l'utilisation de fertilisants produits par les animaux de l'exploitation ne le sera pas.

c/ Pour les problèmes de pollution diffuse notamment, des taxes dépendant du contexte ('ambient taxes') peuvent être envisagées : elles sont appliquées avec un montant dépendant du niveau de pollution constaté sur un exutoire, incitant les responsables de la pollution à s'organiser pour diminuer la pollution globale. Par rapport à un mode plus systématique de taxation (on pourrait imaginer son symétrique à partir de subventions), il s'agit d'une part d'avoir une action plus efficace car adaptée à une zone géographique plus précise, et d'autre part de faire jouer la responsabilité des agriculteurs ou des habitants concernés, collectivement. Des contrats volontaires conditionnels peuvent ainsi être mis en place, donnant intérêt à chacun à respecter le contrat (par exemple réduction de la pollution contre subventions).

d/ von Blottnitz et al. (2006) présentent aussi d'autres outils : des autorisations ou permis d'utilisation des engrais, permis échangeables (c'est-à-dire vendables sur un marché de permis) émis gratuitement par la puissance publique, ou bien des permis échangeables vendus aux enchères par la puissance publique. Ces instruments permettent une plus grande souplesse que des limites fixes à l'emploi des engrais. Ils sont différents des taxes, pour lesquelles le régulateur n'a besoin que de connaître le montant des dommages, mais pour lesquelles la réponse du pollueur peut être longue et peu prévisible (le régulateur ne connaît pas le coût de diminution de l'emploi). Avec les permis, la réduction de la pollution est immédiatement atteinte, bien que le niveau de réduction optimal reste inconnu puisqu'il demande de savoir le coût induit de la diminution des usages. Mais puisque le prix des permis sur les marchés est égal au coût marginal de diminution, le régulateur peut ajuster régulièrement la quantité de permis qu'il émet, jusqu'à ce que l'optimum social soit atteint.

Les auteurs insistent sur la différence entre les permis émis gratuitement, pour lesquels finalement les pollueurs ne paient seulement que le coût de diminution des usages, des permis vendus aux enchères pour lesquels le coût peut avoir des conséquences lourdes sur le revenu des agriculteurs. Les coûts de transaction peuvent être aussi différents entre les taxes et les permis, pour ces derniers avec des coûts différents selon qu'ils sont vendus aux enchères ou pas. En outre ces coûts de transaction en général diminuent avec le temps, les coûts d'information diminuant.

Ollikainen et Honkatukia (2001), sur l'exemple de la Mer Baltique, montrent qu'un taux uniforme de réduction ayant été annoncé dans le cadre de la convention d'Helsinki précédemment citée, on pouvait s'attendre à ce que les pays pour lesquels le coût marginal de diminution est le plus élevé soient parmi les moins incités à suivre ces engagements. Plus généralement, quand une décision n'est pas efficace, les agents sont peu enclins à la mettre en œuvre. Il est clair que dans le cas de la Mer Baltique, des différences de coûts et de bénéfices sont liés aux différences de technologie employée, de localisation, de niveau de départ des émissions de polluants. Par exemple lorsque des efforts ont déjà été fait, il est plus coûteux de diminuer encore de 50%. En outre un phénomène de passager clandestin émerge sur une étendue aussi grande : certains pays peuvent escompter que leurs voisins feront des efforts les premiers, diluant ainsi l'impact global de la pollution. Il est clair que tous ces problèmes se retrouvent dans le cas de la lutte contre l'eutrophisation en France (différences de coûts, de bénéfices, selon les secteurs, les technologies, les localisations ; phénomène de passager clandestin...). En résumé des solutions simplistes ne sont pas efficaces. Au minimum un calcul des impacts de chaque pollueur doit être entrepris, par exemple selon une des méthodes listées par Payraudeau et van der Werf (2005).

Pour les différents types d'instruments, la dimension temporelle ne peut être éludée : un agriculteur peut se voir imposer taxes ou contraintes pour modifier ses modalités de culture, du fait de nouveaux entrants qui changent la quantité totale de pollution émise. D'autre part, lorsqu'une mesure incitative au changement de pratique est mise en place, son coût est généralement décroissant, le temps d'apprendre, le temps que de nouveaux matériels soient diffusés, le temps que de nouvelles expériences soient partagées. C'est pour cela que les mesures incitatives n'ont pas à être nécessairement pérennes, ni de même montant au fil du temps.

Enfin il est clair, comme le soulignent von Blottnitz et al. (2006), que les modalités de mise en œuvre d'une telle politique auront un impact indirect sur l'emploi agricole et dans les entreprises liées à ce secteur, ainsi que sur les productions et l'usage des terres.

8.2.2.1.4. Pollutions croisées

Si les sources de pollutions sont multiples, pour une source de pollutions, ces dernières peuvent prendre différentes formes. Ainsi von Blottnitz et al. (2006) indiquent que les effets de l'usage des engrais azotés concernent : le changement climatique dû à la production de ces engrais, les autres polluants émis dans l'atmosphère pendant cette production, l'effet de serre induit par l'application de ces engrais, l'eutrophisation, la pollution des eaux potables, les dommages dus à l'émission de substances volatiles (particulièrement le NH₃) à partir de ces fertilisants. Cela implique que si l'on veut internaliser le coût des pollutions induites, c'est l'ensemble de ces pollutions qu'il faut prendre en compte. Dans leur étude, l'eutrophisation ne représente que 10% du coût total de la pollution induite par l'emploi d'engrais azotés ; il ne s'agit que d'un ordre de grandeur, très variable selon les conditions locales.

Concernant la pollution atmosphérique et ses effets sur l'eutrophisation des lacs et rivières lors du dépôt des polluants, Warren et ApSimon (1999) ont montré que la réduction uniforme des émissions dans les différents pays européens est très inefficace par rapport à des stratégies optimisées, tenant compte des voies de transport aérien des polluants, de la répartition inhomogène des sources, de la sensibilité des écosystèmes et des coûts de réduction des émissions, tout cela conduisant à des plafonds d'émission non homogènes.

Brink et al. (2001) rappellent que les activités agricoles sont à l'origine de différentes pollutions, des eaux et de l'atmosphère. Contrôler les émissions de l'un des polluants peut avoir des répercussions (positives ou négatives) sur les émissions des autres polluants. De plus certains d'entre eux ont des effets locaux (par exemple sur l'eutrophisation des cours d'eau) alors que d'autres n'ont qu'un effet global (les gaz à effet de serre). Or ces effets indirects ainsi que leur nature locale ou globale sont le plus souvent ignorés des décideurs. Les prendre en compte peut permettre de diminuer le coût total de la protection de l'environnement, à objectif donné. Par un modèle représentant l'ensemble de l'Europe, les auteurs estiment, dans le cadre des restrictions induites notamment par le manque de certaines données, le gain possible (en termes de coûts à objectif donné) à environ 15 % des coûts pour l'Europe (21 % pour la France).

Aftab et al. (2007) examinent l'intérêt d'une politique visant une réduction de la consommation de l'eau pour l'irrigation, à la fois pour améliorer la quantité d'eau (notamment l'augmentation des débits d'étiage) et la qualité de l'eau dans les rivières. S'ils montrent qu'une telle politique ne serait pas très rentable si seule la réduction de la concentration des teneurs en nitrates était visée, elle le devient cependant beaucoup plus dans ce double objectif. Leur travail porte sur une région d'Ecosse, et ils indiquent que si le changement climatique conduit à une augmentation des précipitations, cela atténue un peu l'intérêt de cette politique. Il est facile d'en déduire qu'au contraire, pour les zones en Europe pour lesquelles il est prédit une diminution des précipitations, cette évolution renforcerait les avantages de cette réduction de l'usage de l'eau pour l'irrigation. On remarquera que dans ce cas les besoins en eau d'irrigation devraient augmenter, et cela nécessiterait une gestion plus astucieuse de la ressource, ce qui est tout à fait possible.

Kusomanen et Laukkanen (2011) rappellent que l'eutrophisation est induite par plusieurs polluants. La réduction de la pollution nécessite alors de faire un arbitrage entre la réduction de l'une ou l'autre de ces sources (par exemple entre nitrates et phosphates). Trop souvent les sciences biophysiques (sciences naturelles par exemple) vont fixer des objectifs de réduction des émissions à partir de motivations environnementales, puis les économistes sont mobilisés pour atteindre ces objectifs à moindre coût. En conséquence, l'arbitrage économique entre les polluants multiples est ignoré et les objectifs d'émissions sont fixés à des niveaux inefficaces. Par exemple la Convention d'Helsinki a fixé à 50 % les objectifs de réduction des émissions des nitrates et aussi des phosphates, pour combattre

l'eutrophisation de la Mer Baltique. D'un point de vue économique, il n'y a aucune raison de s'attendre à ce que de tels taux uniformes vont produire une réduction de la pollution socialement optimale. Assez peu de travaux ont d'ailleurs porté sur le fait de savoir s'il valait mieux, sur le plan économique, concentrer l'effort sur un seul polluant, ou au contraire répartir l'effort entre la diminution de plusieurs polluants. Par analogie avec d'autres problèmes, il a souvent été estimé que cette répartition de l'effort était optimale (c'est-à-dire que l'on avait une solution intérieure du problème). Or il se trouve que dans de nombreux cas, il est préférable de faire porter l'effort sur un seul polluant (solution de bord), même dans le cas où les fonctions de coût, de production etc. sont convexes. Ainsi, dans le modèle mis en place, relatif à l'eutrophisation, il est optimal de ne réduire qu'un seul polluant à la fois, quitte à changer au fil du temps, en fonction de l'évolution de la situation, le polluant sur lequel porte l'effort. Ils montrent qu'il vaut mieux même se tromper de polluant (ici faire porter l'effort sur les nitrates plutôt que sur les phosphates) sur lequel portent les actions, que de faire porter l'effort sur les deux simultanément. Ce résultat est assez robuste aux incertitudes sur la valeur des différents paramètres.

Gren et al. (2013) montrent comment le fait de prendre en compte simultanément l'azote et le phosphore pour la lutte contre la pollution en mer Baltique permet de réduire le coût global d'environ 15 %, comparé à une approche séparée. Ils insistent surtout sur deux aspects liés au temps : tout d'abord sur le plan économique l'intérêt de bien prendre en compte l'actualisation des coûts, à travers un taux d'actualisation bien choisi, de manière à pouvoir comparer des flux financiers à des dates différentes ; ensuite sur la dynamique des polluants dans le milieu.

8.2.2.1.5. Pollutions diffuses

Lutter contre les pollutions diffuses est un enjeu majeur ici, qu'il s'agisse de pollutions domestiques ou agricoles. Les émissions individuelles peuvent être difficilement quantifiées (mesurées). Le coût de cette quantification, si elle est faite, fait partie des coûts « de transaction » qui s'ajoutent aux autres coûts de réduction de la pollution. C'est pour cela que des outils ne nécessitant pas cette quantification sont le plus souvent mis en place : Par exemple l'obligation de respecter telle ou telle préconisation, même si elle n'est pas nécessairement la plus efficace dans chaque cas particulier, ou bien une action indirecte en modifiant les intrants ou les pratiques (par exemple des contraintes d'épandage, de chargement à l'hectare), avec à chaque fois un équilibre à trouver entre les coûts induits et l'efficacité de l'action mise en place, équilibre pouvant dépendre de l'homogénéité de la zone considérée.

Une des difficultés est aussi de tenir compte de la fluctuation des émissions de polluant au fil du temps, et pas uniquement par exemple de la moyenne. On pourra par exemple inciter ou obliger à diminuer les émissions en période de pointe, ce qui augmente la complexité des instruments à mettre en place. On peut aboutir alors à mettre en place simultanément différents instruments, chacun poursuivant un objectif (diminution de la pollution moyenne, de la pollution de pointe).

Ainsi, si l'on veut lutter contre l'épandage à certaines dates, alors que ces épandages ne sont pas très intéressants sur le plan de l'apport aux plantes, il est nécessaire d'examiner les causes de ces épandages, le plus souvent un manque de capacité de stockage des lisiers (Romstad, 2014). Le plus simple est alors d'obliger à augmenter les capacités de stockage, ce qui se traduit pour l'agriculteur par des coûts complémentaires ou par une réduction du cheptel.

Dans le cas de pollutions diffuses, différents instruments incitatifs peuvent être mis en place, fondés sur les résultats de modèles biophysiques plus ou moins sophistiqués et précis. Même si cela reste une construction théorique, la méthode est plus précise que des instruments et paramétrages définis a priori.

Grammatikopoulou et al., 2015, ont montré pour la Finlande que des mesures générales, indépendantes du risque précis d'eutrophisation dû aux activités agricoles, ne constituent pas la solution la plus efficace, mais qu'il vaut mieux des mesures plus ciblées, par exemple vers les agriculteurs les plus à même de réduire leurs émissions ; mais le coût de mise en place est en conséquence plus élevé. Pour les agriculteurs, les variables financières (notamment le revenu) sont les premiers déterminants de

l'adoption des mesures par les exploitants ; en revanche ce ne sont pas ceux qui sont dans les zones les plus risquées pour l'eutrophisation, qui sont les plus enclins à les adopter. Cela étant, leur étude a utilisé une mesure objective du risque, et non pas le risque perçu ; et peut-être faudrait-il ici le prendre en compte. Globalement ils peuvent conclure que même si les agriculteurs sont sensibles aux problèmes environnementaux, seules des incitations financières les conduiront à agir.

Cowan (1998) insiste sur le fait que les instruments économiques offrent généralement un meilleur potentiel sur le plan du rapport coût-efficacité que les méthodes de commande et contrôle. Mais leur application reste complexe d'une part parce que la localisation des sources de pollution est un facteur essentiel, mais parfois compliqué à définir ou à mesurer. Ainsi il serait peu efficace et assez inéquitable de taxer un ensemble d'agriculteurs pour des pollutions qui ne concernent pas leur bassin versant, ou de manière plus fine qui ne concerne pas leur activité. Cela ne ferait que les pénaliser, créant ainsi une distorsion de concurrence sur les marchés pour leurs productions, finalement au profit des agriculteurs réellement à la source de pollution, s'ils n'étaient pas plus pénalisés. D'autre part la pollution engendrée par l'emploi des engrais ne peut facilement être limitée par une taxe sur ces mêmes engrais, puisque leur impact sur le milieu naturel dépend étroitement de différents facteurs (milieu, modalités d'emploi, ...). Il serait aussi difficile de les taxer uniquement dans les zones sensibles à cette pollution. Cowan (1998) indique aussi que mettre en place une taxe Pigouvienne, à savoir cherchant à faire supporter au pollueur le coût social de la pollution, nécessite de connaître ce coût social, ce qui n'est pas simple.

8.2.2.1.6. Incertitudes

Lempert et Collins (2007) travaillent dans un tout autre contexte, celui où il existe une limite inconnue au-delà de laquelle l'environnement est modifié de manière peu réversible ; l'objet de leur étude est la qualité d'un lac soumis à un risque d'eutrophisation, conséquence d'activités économiques. La question est alors de déterminer quelle stratégie de développement entreprendre, dans le cadre d'un arbitrage entre le développement économique et la préservation de l'environnement. Ce problème est assez général (changement climatique etc.). Il consiste à prendre une décision en incertitude lorsque les liens entre les actions et leurs conséquences ne sont pas connus. Il s'agit alors non pas de chercher l'optimalité de la solution dans le cadre des hypothèses émises et de la valeur supposée des paramètres, mais d'avoir une solution peut-être moins performante, mais plus robuste, à savoir moins sensible aux hypothèses, satisfaisante pour un éventail relativement large des évolutions des paramètres et conditions du futur, et conservant ouvertes certaines options. Une solution optimale serait préférable uniquement si le degré de confiance dans la définition du problème et son paramétrage était suffisant. C'est sans doute aussi un moyen de décision plus efficient que le principe de précaution, qui quant à lui, ne permet pas d'arbitrer une valeur intermédiaire entre différents objectifs : ici par exemple ce principe conduirait à bloquer tout développement économique de crainte d'endommager l'environnement.

Sans être dans une situation où une telle limite inconnue existe, Turner et al. (2001) insistent eux-aussi sur le fait que dans un contexte d'incertitude scientifique, un objectif de gestion peut être de maintenir une certaine stabilité de l'environnement, avec des paramètres restant à l'intérieur de certaines limites. On notera qu'implicitement, et sans qu'ils la citent, il s'agit du problème abordé par la théorie de la viabilité, à travers laquelle on vise juste à rester dans des limites définies, et non plus à optimiser une fonction objectif.

Singh et al. (2015) définissent plus largement l'incertitude dans le cadre de laquelle les décisions doivent être prises : impossibilité de définir une seule distribution de probabilité pour les paramètres les plus importants, d'avoir une structure du modèle sous-jacent bien établie, ou d'avoir un seul objectif bien défini. Eux-aussi montrent que la recherche d'une solution optimale butte sur la difficulté de définir une seule fonction objectif pour capter les intérêts simultanés et divergents des différents décisionnaires.

Bond et Loomis (2009) décrivent un modèle de gestion adaptative dans lequel les agents utilisent des expérimentations à petite échelle pour tester des hypothèses sur les réponses du système global. Il y a alors un arbitrage à réaliser entre collecter de l'information et gérer le système pour atteindre l'objectif

(par exemple aller vers un niveau optimal de pollution). Cela permet aussi de connaître la valeur de l'expérimentation elle-même. L'exemple utilisé concerne l'eutrophisation d'un lac, avec une limite inconnue au-delà de laquelle l'état du système bascule d'oligotrophe à eutrophe. Plus précisément, dans un système optimisé avec une incertitude sur certains paramètres, soit on prend en compte une seule valeur pour chaque paramètre (par exemple la valeur centrale de la distribution), soit on utilise l'ensemble de la distribution mais on suppose que cette dernière est fixe et n'évolue pas. Il peut y avoir acquisition d'information passive, au fil du temps : en observant le déroulement de la trajectoire, la distribution ou la valeur est actualisée, et ensuite une nouvelle trajectoire est calculée. Dans le cas étudié de gestion adaptative, le gestionnaire anticipe cet apprentissage, et provoque des expériences lui permettant d'affiner sa connaissance des paramètres. Il peut ainsi volontairement dévier de la trajectoire optimale pour ce faire. Et ainsi toute différence entre la trajectoire préalablement définie comme optimale et celle effectivement suivie peut être qualifiée d'expérience, dont il est possible de calculer la valeur en comparant les deux trajectoires et les objectifs qu'il est possible d'atteindre. De manière générale, s'il est difficile de tirer des enseignements quantitatifs du modèle mis en place, on comprend qu'il s'agit d'une méthode permettant de prendre de meilleures décisions, mieux informées, lorsque l'on est en présence d'incertitudes significatives. Cela étant cette méthode ne peut être utilisée lorsqu'il y a trop de variables entachées d'incertitudes (à cause de la 'malédiction de la dimension', c'est-à-dire que le modèle devient impossible à résoudre, et les simulations ne peuvent être réalisées en temps raisonnable).

8.2.2.2. Politiques publiques des différents secteurs

Le lac Apopka (12.545 ha, profondeur moyenne de 2 m), pollué par les effluents d'habitations, différentes activités agroalimentaires, subissant des prélèvements pour l'irrigation, des pollutions industrielles et aussi la conversion de zones humides en terres agricoles, est généralement désigné comme le lac de Floride (USA) le plus pollué. Fonyo et Boggess (1989) décrivent comment des mesures limitant la pollution ne suffisent pas dans ce cadre à augmenter les différentes aménités environnementales. Des mesures de restauration sont nécessaires. Les liens entre secteur privé et les actions publiques doivent être pris en compte de manière fine, pour pouvoir satisfaire simultanément aux intérêts publics et privés. L'incitation d'actions privées bénéfiques a pu ainsi être engagée grâce à des subventions. Des mesures complémentaires d'interdiction de certaines pratiques les ont complétées. Et de même certaines actions originales ont été étudiées (ce qui constitue le cœur de l'article), telles la possibilité de récolte de certaines plantes aquatiques pour produire du méthane. Au final, après la parution de cet article, les différentes actions définies auront permis, non pas de rétablir l'état original avant toute pollution d'envergure, mais d'améliorer considérablement la situation (diminution de plus de moitié de la concentration en phosphore, augmentation de la transparence de l'eau...), augmentant ainsi la valeur du lac sur différents plans (écologie et environnement, tourisme, eau potable...). L'exemple est intéressant car il montre d'une part l'intérêt de coupler différents instruments économiques, d'autre part la difficulté de la tâche : par exemple en 1999, alors que de nombreuses espèces d'oiseaux avaient réinvesti le lac, des mortalités massives ont été constatées, probablement dues à l'accumulation de polluants sur le site.

Dunne et al. (2015), par des travaux concernant l'amélioration de l'état de ce même Lac Apopka en Floride, décrivent comment la mise en place de zones humides à des fins d'épuration peut diminuer la concentration en phosphore. Surtout ils montrent pourquoi l'intégralité des bénéfices liés aux services écosystémiques procurés par ces zones humides (diminution des inondations, habitat pour différentes espèces etc.) doit être prise en compte dans les évaluations coût bénéfice. Et ils mettent en évidence comment une variation saisonnière des performances d'épuration du phosphore (moindre performance pendant les mois chauds) conduit à diminuer les flux d'eau l'été (de manière à diminuer les coûts énergétiques), pour diminuer le coût annuel de l'épuration à efficacité constante.

Laukkanen et al. (2009), concernant le Golfe de Finlande, travaillent sur la définition d'une politique optimale de réduction de la pollution issue des stations de traitement des eaux usées et de l'agriculture,

à partir d'un modèle d'évolution dynamique (à base de programmation dynamique), tenant compte de l'émission du phosphore. Il est intéressant de noter que les investissements dans les stations d'épuration ont souvent un caractère irréversible, alors que les contraintes de réduction de l'emploi d'engrais dans les exploitations agricoles le sont moins (tout du moins en apparence, tant qu'elles n'induisent pas un changement de système de production dans ces exploitations, voire un arrêt de l'agriculture dans les zones concernées). Leur résultat est que l'étude de l'effort doit porter simultanément dans les deux secteurs. Sur ce point, le travail de Laukkanen et Huhtala (2008), à partir d'un modèle un peu moins précis, mais portant sur la même zone géographique, insiste sur la différence qualitative de l'effort entre les deux secteurs : investissement initial irréversible pour les stations d'épuration vs un changement de pratique possiblement plus progressif et plus réversible pour l'agriculture ; cette différence de nature peut être intégrée dans une étude économique. En plus leur étude montre que selon les circonstances, l'effort peut par exemple d'abord être demandé au secteur agricole seul, puis aux deux secteurs agricoles et domestiques en simultané. Cela montre l'intérêt d'un modèle dynamique et non pas statique. L'objectif global des deux travaux cités dans cette section est de minimiser les coûts, de la pollution et de la réduction de cette pollution (investissement dans les stations de traitement, perte de revenu agricole). Pour en revenir à l'article de Laukkanen et al. (2009), les résultats sont très différents des recherches portant sur les coûts et bénéfices dans un contexte statique, et dont les objectifs de baisse de pollution sont déterminés essentiellement avec des considérations écologiques, ou dans le cadre d'un compromis politique. Ainsi les réductions de l'emploi d'azote et de phosphore « par principe » demandées par le gouvernement Finlandais au secteur agricole ont été bien supérieures (pour l'azote et aussi pour le phosphore) à la réduction optimale issue du modèle mis en place. Les résultats montrent la nécessité d'une intégration intelligente de l'écologie et de l'économie dans les modèles.

Hyytiäinen et Huhtala (2014) montrent par une recherche portant sur le Golfe de Finlande, que lorsqu'un écosystème est l'objet de diverses menaces possibles (marées noires, espèces invasives, pollutions), c'est l'ensemble de ces risques et pollutions qui doivent être étudiés simultanément, et non pas un seul aspect séparément. Ainsi ils montrent clairement comment dans ce cadre l'action unilatérale d'un seul pays, pour un seul type de pollution, l'eutrophisation, peut être inefficace, alors qu'elle le serait si les autres menaces étaient moindres (par exemple risque plus faible de marées noires). Ces autres pollutions ne modifient pas l'eutrophisation de l'écosystème directement mais diminuent l'intérêt de la lutte contre cette pollution ; en outre elles amoindrissent la valeur (écologique et économique) des écosystèmes. Dans ce cadre il est plus intéressant de faire porter l'effort dans d'autres zones.

Gren et al. (1997) rappellent que c'est depuis les années 1960 que l'état écologique de la mer Baltique est devenu un sujet de préoccupation majeure. Une des raisons en est l'absence de vue globale sur les coûts et bénéfices associés à une réduction de la pollution. Le programme étudié dans ce travail concerne une modification des pratiques agricoles, une amélioration du traitement des effluents urbains et la restauration de zones humides. Ils montrent qu'une stratégie visant une réduction de même degré dans tous les sous-bassins n'est pas optimale. Tant que les relations n'étaient pas établies entre la charge de polluants et l'eutrophisation, l'analyse coût bénéfice des mesures restait très approximative. Leur étude montre cependant une très grande différence entre les pays sur ce plan, certains ayant un résultat coût-bénéfice positif, d'autres négatif. Les auteurs rappellent aussi que cette analyse dépend des instruments utilisés, par exemple les instruments incitatifs étant en général moins coûteux que les contraintes administratives. Cela étant, quel que soit l'instrument utilisé, lui sont associés des coûts de mise en œuvre. Surtout, pour être réaliste, ce type de modèle doit prendre en compte les processus d'ajustement induits, par exemple le changement de pratiques agricoles, ou le développement et la diffusion de nouvelles technologies, ayant un impact important sur le reste de l'économie, tel l'emploi ou les prix. Les changements de productions agricoles sont en général assez sensibles.

Wulff et al. (2014), concernant l'eutrophisation de la mer Baltique, rappellent la nécessité de revoir périodiquement les plans d'action en fonction de l'évolution des connaissances et des meilleures performances des modèles. Le plan d'action proposé dans le Baltic Sea Action Plan est fondé sur un objectif partant de l'état de la mer tel qu'il est souhaité dans le futur ; les coûts induits par les actions ne sont pas estimés, mais sont considérées comme étant élevés. De ce fait il est difficile d'identifier et de répartir l'effort entre les pays. En outre les coûts sont susceptibles de changer au fil du temps, avec les changements de technologie et les demandes des consommateurs ou usagers. Le problème est que souvent les pays pour lesquels les coûts de diminution de la pollution sont les moins importants ou qui pourraient fortement diminuer leur pollution peuvent être aussi ceux qui ont le moins de capacités technologiques ou institutionnelles pour le faire. Ce sont aussi ceux pour lesquels la population tire de moins grands bénéfices d'une telle diminution et, de ce fait, ont une moindre volonté de réduire leurs revenus pour ce faire. Il est bien connu que ce type de problème peut être en partie résolu par des marchés de droit à polluer. Cette solution présente toutefois l'inconvénient de coûts de transaction (administration du système et vérification de sa mise en œuvre) qui peuvent être élevés.

Ahlvik et al. (2014) développent un modèle économique et écologique concernant la mer Baltique, qui leur permet d'estimer le coût total d'atteinte des objectifs du Baltic Sea Action Plan (BSAP). Ils signalent toutefois que le coût estimé est probablement surévalué, à cause des imprécisions restant dans le modèle : échelle spatiale trop grossière, limitation du nombre de mesures possibles introduites dans le modèle, et non prise en compte d'innovations et développements technologiques ; en revanche les coûts de transaction n'ont pas été intégrés dans leurs calculs. Leur modèle leur permet de suggérer que la réduction de l'azote et du phosphore, simultanément, est économiquement justifiée dans tous les sous-bassins ; mais qu'il serait optimal de faire porter l'effort plus sur la réduction du phosphore que ne l'indique le BSAP.

Löwgren (2005) décrit un processus de consultation des parties prenantes, tel que souhaité par l'Union Européenne, sous la forme de deux réunions d'une journée chacune de 37 personnes en Suède, au sujet des mesures à prendre pour lutter contre l'eutrophisation dans un bassin versant. L'auteur indique que les résultats obtenus ne sont pas statistiquement significatifs. Il en ressort tout de même quelques éléments intéressants, outre le fait que ce type de réunion autour d'un sujet important est en général apprécié par les participants. Les agriculteurs sont généralement désignés comme les coupables de l'eutrophisation, et ils ont tendance à se défendre en attirant l'attention sur le partage de la responsabilité avec d'autres professionnels. Alors qu'il est relativement aisé de cerner les impacts de l'agriculture, il est beaucoup plus difficile d'en évaluer les bénéfices : la production d'alimentation, le support de certaines biodiversités, l'héritage culturel, les espaces ouverts, sont souvent considérés comme des acquis, et les agriculteurs ne tirent pas crédit de ces externalités, ni en termes monétaires, ni même dans le cadre de ce type de réflexion. Certaines craintes ont émergé de voir des contraintes environnementales trop importantes entraîner une délocalisation de la production agricole vers des pays aux standards moins stricts. Le travail mené a aussi montré à quel point il est primordial de bien définir les objectifs poursuivis, et l'échelle géographique à laquelle est posé le problème : dans le cas d'étude, en fonction du périmètre, l'effort devait porter plus sur l'azote ou plus sur le phosphore. Enfin il expose à quel point certaines solutions ne peuvent être mises en place qu'à l'échelle territoriale, les agriculteurs se connaissant bien les uns les autres et exerçant ainsi un contrôle social important.

Iwasa et al. (2007) montrent à partir d'un modèle général que si pour combattre l'eutrophisation, la coopération entre les habitants, les entreprises et les agriculteurs est particulièrement importante, elle peut mener à des dynamiques compliquées du milieu naturel. Car la volonté de coopérer de chaque partie prenante dépend de la coopération des autres, ainsi que de la préoccupation environnementale globale de la société. Dans le modèle, deux facteurs vont affecter la décision de chaque agent : le coût de l'action en faveur de l'environnement et la pression sociale. Pour un lac, la pression sociale va généralement augmenter avec le niveau de pollution. Au total il y a différentes forces de retour positives ou négatives, impliquant des dynamiques possiblement variées. Par exemple il peut y avoir deux équilibres, l'un avec un haut niveau de coopération et de l'eau peu polluée, l'autre étant l'inverse. Et

l'on peut avoir basculement d'un équilibre à l'autre, périodiquement ou de manière chaotique. Mais le conservatisme général des personnes stabilise le système et parfois conduit à maintenir la coopération entre les parties prenantes. Parfois des effets surprenants sont mis en évidence : ainsi une efficacité accrue de certaines pratiques permettant de diminuer les émissions de phosphore peut conduire à une moindre préoccupation sociale vis-à-vis de la pollution ou une moindre coopération entre agents, et au total conduire à une plus grande pollution des eaux. Au total l'article explicite le fait que la participation des parties prenantes à la décision peut créer de fortes instabilités, dont il est nécessaire d'être conscient.

Scharin (2002), par un travail portant sur les environs de Stockholm, montre que l'impact des polluants (issus des stations de traitement des eaux urbaines, de l'agriculture ou de l'atmosphère) dépend aussi de la capacité de stockage temporaire dans l'environnement entre l'émission et le milieu étudié. Dans le cas de la zone étudiée, c'est sur les stations d'épuration que devrait porter en priorité l'effort, cette priorité étant logiquement renforcée par la faiblesse de rétention entre l'émission et le milieu. L'auteur insiste lui-aussi sur l'inefficacité qui serait induite par traiter les sources de manière égale selon leurs émissions et non pas selon leurs impacts. Cette inefficacité peut se traduire par un coût global plus élevé, ou bien, à coût égal, par une moindre réduction de la pollution.

Gren (1999) montre que pour la mer Baltique la coordination entre les pays des politiques de réduction de l'eutrophisation par la mise en place de zones humides (voire de forêts pour la production énergétique, ou de prairies) est beaucoup plus efficace que des actions indépendantes. L'auteur compare aussi deux approches : maximiser le bénéfice net de telles actions, ou minimiser les coûts à objectif donné. La première est plus efficace quand la charge de polluants est inférieure à l'objectif retenu pour la minimisation des coûts. Cette analyse ne tient pas compte des effets indirects positifs liés à la mise en place de telles zones.

A nouveau, Gren (2001) insiste dans cet autre article, toujours pour la mer Baltique et concernant l'azote, sur le fait que les bénéfices d'actions coordonnées entre les pays sont nettement supérieurs que lorsque les pays agissent individuellement, dans le cadre du Baltic Sea Action Plan qui demande une réduction de 50 % de réduction de l'azote (sans préciser s'il s'agit d'un objectif global, ou pour chacun des pays). Parmi les mesures étudiées, améliorer la performance des stations d'épuration semble le moins coûteux, et réduire les émissions dans l'atmosphère le plus coûteux. La deuxième mesure la moins onéreuse dans toutes les régions est la mise en place de zones humides, suivie par la culture de plantes à forte consommation d'azote, et ensuite par la réduction de l'emploi d'engrais. En effet, alors que le coût direct de réduction de chacune de ces sources n'est pas tellement différent, leurs différences d'impact sur la mer Baltique sont importantes : réduire d'un kg les émissions des stations d'épuration réduit quasiment la pollution d'un kg en mer, mais lorsque l'on réduit de la même quantité les émissions aériennes, la charge se retrouvant en mer ne diminue que de 0.2 kg ; cette différence d'impact se retrouve dans les coûts comparés des mesures correspondantes. A noter aussi l'interdépendance entre l'intérêt de la mise en place de zones humides et la diminution de la pollution dans différents secteurs : ainsi s'il y a moins de fuites d'azote agricole vers les zones humides, le coût de diminution de l'azote de ces dernières va augmenter, puisque leur intérêt ou leur efficacité va être diminué.

Elofsson (2010) rappelle à quel point les politiques réellement menées sur le plan international et national pour lutter contre l'eutrophisation en mer Baltique sont plus coûteuses qu'elles ne pourraient l'être, à cause d'un manque d'instruments qui permettraient une allocation efficiente, en termes de coûts, de la réduction des émissions de polluants entre les secteurs et les pays. Un des points importants est de faire en sorte que tous les pays concernés aient une incitation positive à mener ces politiques. Globalement l'auteur souligne le manque de recherche dans le domaine économique.

Iho et al. (2015) font une comparaison des politiques de réduction de l'eutrophisation de la Mer Baltique et de la Baie de Chesapeake (USA). Pour les deux masses d'eau, la situation s'est déjà améliorée, principalement en luttant contre les pollutions ponctuelles ; mais pour atteindre les objectifs

recherchés, l'effort doit désormais porter sur les sources de pollutions plus difficiles à maîtriser, notamment les pollutions diffuses agricoles. Il est déjà possible de distinguer deux types d'actions : soit l'allocation de droits à une eau non polluée, avec application du principe pollueur payeur, recherchant une internalisation du coût des externalités par le pollueur. A l'inverse les droits de propriété peuvent être implicitement alloués au pollueur quand c'est le pollué, généralement le secteur public, qui doit financer la réduction des émissions. Pour en revenir au cas d'étude, le Clean Water Act de 1972 aux USA repose sur le principe que l'Etat fédéral a autorité pour les problèmes de pollutions ponctuelles et les différents Etats pour les pollutions diffuses. Ce dernier point a conduit à une mosaïque d'initiatives fédérales, des Etats, et encore locales pour aborder les problèmes de pollution diffuse ; généralement les Etats ont choisi des stratégies d'engagement volontaire pour le contrôle des pollutions diffuses, en incitant à la recherche les meilleures pratiques de gestion, en procurant avec le niveau fédéral une assistance technique et financière. Au total sur le lieu d'étude, la Baie de Chesapeake, on a pu constater une approche fondée sur un usage coopératif d'accords volontaires non contraignants, qui finalement ont plutôt échoué, conduisant à des mesures réglementaires cette fois plus contraignantes. Différents enseignements ont pu être retirés de la comparaison des deux lieux d'étude, mais globalement, les leçons générales à en retirer sont qu'il est coûteux de négliger les aspects économiques dans les études préalables aux mesures. Ainsi vouloir une réduction des émissions de polluants fixes entre les pays, les juridictions ou les industries conduit à des inefficacités ou au pire à des objectifs inatteignables. Ensuite il n'est pas toujours nécessaire pour les gestionnaires de rassembler des données sur le coût de la diminution des pollutions pour mettre en place des mesures efficaces. Sur un autre plan, prendre en considération l'équité (qui peut être définie de multiples façons : vis-à-vis des efforts déjà réalisés, du coût économique, du coût mais tenant compte de la richesse...) des mesures n'empêche pas de rechercher leur efficacité. Enfin récompenser la performance est en général plus efficace que compenser les coûts de mise en œuvre.

Concernant l'eutrophisation de la Mer Baltique, la recherche réalisée est beaucoup plus générale. Elofsson (2007) aborde la question de l'intérêt de la diminution des émissions de polluants d'un seul pays, pour montrer l'exemple, comme le suggérait à ce moment-là l'opposition gouvernementale en Suède. En fait deux mécanismes coexistent : les pays suiveurs pourront apprendre de l'expérience du pays pilote, réduisant ainsi les coûts liés à l'incertitude sur ce point. Mais inversement, il y a un effet bien public, et l'utilité marginale de la réduction de la pollution diminue au fur et à mesure que des pays font des efforts de même nature. Les résultats du modèle sont que montrer l'exemple peut être efficace, si cela est fait par le pays qui a le moins d'incertitudes sur ces coûts. Cependant les pays peuvent préférer agir simultanément, à cause des incertitudes plus grandes créées par un jeu séquentiel, par exemple le fait que le premier pays n'est pas sûr que son exemple sera suivi par les autres. Le modèle est plus précis encore et concerne le niveau de réduction de la pollution, pour lequel les mêmes difficultés émergent ; par exemple le premier pays n'est pas sûr que le niveau de réduction qu'il choisit, sera celui choisi ensuite par les autres pays. L'effet bien public incite à penser que ce ne sera pas le cas.

Kroiss (1999) examine les différentes stratégies de protection du Bassin du Danube, notamment dans le cadre du relèvement des économies après l'effondrement du bloc soviétique et de la mise en place de sociétés démocratiques. Il montre qu'une grande part des problèmes techniques concernant la protection de l'eau peuvent être résolus sur la bases d'initiatives nationales, régionales ou encore locales. Surtout il distingue deux approches possibles : soit la définition d'un standard environnemental indiquant un niveau minimal pour la qualité de l'eau, qui doit être satisfait partout, et alors l'efficacité de chaque traitement se déduit notamment à partir des capacités de dilution du milieu ; ou alors une méthode par précaution, pour laquelle un minimum de réduction de la pollution, ou de qualité des effluents, doit être atteint, sans tenir compte de la qualité du cours d'eau ni de sa capacité de dilution ou de rétention. Les deux approches ont chacune leurs avantages et inconvénients (la méthode par précaution étant préférable pour les problèmes internationaux, la définition de standards environnementaux étant plus adaptée à la gestion de bassins nationaux ou lorsque l'administration d'un

bassin est centralisée), et en pratique une combinaison des deux semble préférable. En fait pour le Danube, le problème principal reste non pas la traduction dans les textes de ces méthodes mais leur mise en œuvre concrète.

Gren et al. (2009) ont estimé la valeur de l'élevage de moules pour diminuer la pollution dans la mer Baltique. Ces moules seraient à destination de l'élevage animal (poulets et poules), ou comme engrais organique ; elles sont trop petites pour l'alimentation humaine. Cette valeur est déterminée par les économies qu'elles permettent par une moindre diminution des sources de pollution. Cela étant, à la date de l'article, on manquait de données sur les coûts de production des moules, les possibilités de vente pour l'alimentation animale ou humaine, et sur leur croissance sous différentes conditions. Mais la valeur de ce type d'élevage semble positive pour une large gamme de paramètres. Il s'agit toutefois d'ingénierie écologique, et il serait utile d'en savoir plus sur le contenu des moules ainsi cultivées en toxines et en microbes pathogènes. D'autre part l'élevage des moules lui-même peut avoir un impact négatif sur le milieu, à proximité de l'élevage, et une influence négative sur la faune naturelle locale, que ce soit en termes de biodiversité ou en nombre d'individus.

Morais et al. (2011) montrent que l'utilisation des boues de stations d'épuration, associée à du charbon et soit des déchets d'abattoir, soit des plaquettes de bois, est possible comme combustible pour la production d'électricité et de chaleur. Elle pourrait même être plus rentable que la combustion de charbon seul, mais cela dépend du prix du charbon et de la valeur du carbone rejeté dans l'atmosphère, dans le cadre de la lutte contre le changement climatique. La valeur accordée à la réduction de l'eutrophisation induite dans les rivières augmente l'intérêt d'une telle solution.

Wood et al. (2015) ont réalisé une analyse coût efficacité appliquée à Falmouth, MA, USA, de différentes techniques de traitement des eaux usées domestiques (tout à l'égout, fosse septique, toilettes sèches de différents types etc.). Leur résultat semble montrer qu'une station centrale pour traiter toutes les eaux d'une ville ne semble pas la technique la plus efficace pour lutter contre l'eutrophisation. Mais on remarquera qu'ils font l'hypothèse que les résidus solides des systèmes alternatifs sont incinérés, enfouis, ou utilisés pour l'agriculture en dehors du périmètre considéré, ce qui biaise fortement l'analyse. Leur étude reste intéressante en ce qu'elle présente et compare différentes alternatives, qui peuvent être envisagées en habitat diffus, avec une base bibliographique particulièrement riche.

Withers et al. (2012), à partir de cinq cas d'étude en Europe (Angleterre, Irlande (deux cas), Ecosse, Norvège) ont montré que le nombre de systèmes individuels d'épuration des eaux domestiques sous la forme de fosses septiques était le plus généralement sous-évalué, ce qui conduit d'ailleurs à rendre d'autres sources potentielles de l'eutrophisation, en particulier l'agriculture, responsables de la pollution constatée. Au-delà du nombre, la performance de ce type de traitement est difficile à évaluer faute d'informations sur leurs caractéristiques techniques (implantation, âge, niveau de maintenance, proximité d'un cours d'eau...). Si ces systèmes représentent assez souvent une faible part de la charge en nutriment (généralement moins de 10 % en moyenne annuelle dans les cas d'étude), ils peuvent apporter des concentrations non négligeables pendant certaines périodes, notamment en été, en période d'étiage. Améliorer la prise de conscience des propriétaires de la nécessité de bien entretenir leur installation peut être une méthode assez efficace et peu coûteuse pour améliorer sensiblement la situation.

Wallin et al. (2013) ont étudié les motivations des propriétaires en Suède à un changement de leur système d'épuration individuel, pour un meilleur traitement visant notamment à réduire l'eutrophisation. La question n'est pas triviale car les propriétaires supportent le coût, sans en avoir un retour financier (hormis quelques subventions partielles), alors que s'il existe des règles et des normes pour ce type de traitement, la mise en application par les autorités n'est pas très suivie, ce qui donne des opportunités aux propriétaires de ne pas y satisfaire. Les plus importants facteurs de changement sont, selon l'enquête menée, la sûreté de l'installation à long terme, le fait de faire son devoir, suivi par la « convenance », la demande par les autorités, et des coûts raisonnables. Parallèlement, les propriétaires sont motivés par le fait de retirer un bénéfice au sens large (par exemple une fonction

améliorée de leur système de traitement), par l'équité vis-à-vis des autres propriétaires (qui ne doivent pas être exonérés des mêmes modifications), ensuite par l'intérêt pour l'environnement de ce changement. Dans ce cadre, les incitations économiques devraient fonctionner ; et le fait de multiplier les inspections participerait à ce sentiment d'équité ; de même que les opérations de communication sur l'intérêt d'un tel changement.

Concernant la mise en place de zones humides pour lutter contre l'eutrophisation issue de pollutions agricoles, Byström et al. (2000) montrent, sur un plan théorique et avec une application dans le sud-ouest de la Suède, que la source de pollution est aléatoire (variations saisonnières et annuelles), que l'efficacité des zones humides l'est aussi, et que la prise en compte de cette caractéristique est cruciale pour la détermination de l'intérêt économique des zones humides dans la lutte contre l'eutrophisation.

Osborn et Cook (1997), dans un article maintenant un peu ancien mais néanmoins intéressant, comparent deux mesures de limitation des émissions de nitrate agricole, avec une application dans l'île de Thanet au nord-est du Kent (UK). Après avoir rappelé que l'agriculture n'est pas la seule source de pollution, ils examinent la mise en place de zones de protection, avec des contraintes portant sur les exploitations agricoles, obligatoires et non financièrement compensées, avec d'autres zones où les mesures proposées sont volontaires et compensées. Le problème de l'échelle à laquelle ces zonages peuvent être faits est abordé : ni trop grossier, pour ne pas pénaliser inutilement l'agriculture, ni trop fin par exemple autour des seuls captages, car même si la ressource n'est pas utilisée pour l'eau potable, sa pollution est un problème environnemental plus général. Au final on retrouve l'essentiel des problèmes rencontrés ailleurs et ultérieurement en Europe, lorsque de telles mesures ont été mises en place.

Balana et al. (2012) déterminent à l'aide d'un modèle environnemental, agronomique et économique appliqué à une zone agricole de l'est de l'Ecosse, les coûts et l'efficacité de la mise en place de zones tampons le long de cours d'eau. Ils montrent d'une part qu'à efficacité égale en termes de phosphore retiré, il est possible de diminuer d'environ 20 % les coûts induits en faisant varier la largeur de ces zones, plutôt qu'en imposant des zones de largeur uniforme. Ensuite ils montrent que les coûts augmentent de manière exponentielle en fonction de la proportion de nitrates retirée, proportion qui ne peut excéder en pratique la moitié de la charge en phosphore, lorsque cette dernière est importante (et moins lorsqu'elle est plus faible). Enfin ils rappellent que l'agriculture n'est pas la seule source du phosphore polluant l'environnement.

DiMuro et al. (2014), par une étude concernant un système de traitement des effluents d'un établissement de l'entreprise Dow Chemical Co. (filiale Union Carbide Corp.) à Seadrift (Texas, USA) par la mise en place d'une zone humide, comparent les intérêts d'une telle solution par rapport à une station de traitement traditionnelle (bassins successifs). Ils montrent que pour un traitement sensiblement égal ou supérieur sur certaines dimensions (acidification, émissions dans l'atmosphère, trou d'ozone, utilisation d'énergie fossile), si l'on tient compte de l'ensemble du cycle de vie des différentes composantes de chacune des solutions, et notamment de l'énergie consommée par un traitement traditionnel des eaux, les zones humides sont potentiellement intéressantes. En ce qui concerne l'eutrophisation, ces dernières restent globalement moins efficaces (sur le plan de l'azote) ainsi que pour ce qui concerne le réchauffement climatique (voir texte et non le résumé de l'article). Elles sont toutefois globalement beaucoup moins chères si l'on tient compte notamment des dépenses énergétiques nécessaires pour un traitement traditionnel, permettant des économies substantielles à l'entreprise.

Verlicchi et al. (2012) font une analyse coût-bénéfice de la mise en place d'une zone de post-traitement des eaux usées par filtres plantés pour la ville de Ferrara (Italie). L'objectif est de réutiliser ces eaux pour l'agriculture et des espaces verts, en conformité avec les réglementations en vigueur concernant la qualité de l'eau. Globalement le résultat de l'analyse coût-bénéfice est positif, malgré un taux d'actualisation utilisé de 5%. Il est surtout intéressant sur le plan environnemental, en réduisant les effluents rejetés dans le cours d'eau, et aussi sur les plans agricoles et par la création d'espaces de loisir.

Wladis et al. (1999) ont travaillé à une échelle européenne sur la dégradation de la qualité de l'eau, que ce soit en tant que source d'eau potable, ou lorsqu'elle rejoint la surface, sur l'eutrophisation. Ils insistent sur la nécessité de prendre en compte les incertitudes, sinon le risque est de prendre de mauvaises décisions ou de mal allouer les ressources économiques. Ils travaillent à partir d'un modèle d'analyse coût-bénéfice, tenant compte de certains risques, et montrent comment une réduction des émissions de polluants conduirait à une réduction de l'incertitude économique. Ils mettent aussi en évidence la grande incertitude qui pèse sur différents paramètres, mais qui reste souvent ignorée dans la prise de décision.

Ludwig et al. (2003) travaillent à partir d'un modèle d'optimisation des bénéfices liés à des activités agricoles moins les coûts liés à l'eutrophisation d'un lac en aval ; le relargage de phosphore dans les sédiments est pris en compte. Ils montrent que des politiques simples, qui n'intégreraient pas la dynamique du phosphore dans les sédiments serait inadéquate, sauf si cette dynamique est lente et si l'horizon temporel est court. En plus, un modèle stochastique est essentiel si la source de pollution est aléatoire. Globalement ils rappellent que les écosystèmes sont organisés selon une multitude d'échelles spatiales et temporelles inter-reliées, et qu'en conséquence on ne peut anticiper le futur d'un écosystème en ne travaillant qu'à une seule échelle spatio-temporelle. Notamment l'interaction de variables lentes et rapides peut créer des systèmes résilients ou au contraire vulnérables. C'est le cas ici avec la dynamique possiblement lente du phosphore dans les sédiments. Ainsi un système peut subir des pollutions pendant un long moment, ne manifester que peu d'effets de cette pollution pendant une longue période, puis évoluer soudainement et de manière irréversible. Pour gérer un tel système, la solution peut être de surveiller les variables lentes appropriées et de prendre des mesures avant qu'il ne soit trop tard. Une approche par les valeurs de quasi-option (Henry, 1974⁶) conduirait à réduire les polluants de manière à rester en deçà de cette limite possible qui conduirait à un basculement. Au contraire de l'application du principe de précaution, plutôt vague et ne tenant pas compte des coûts et bénéfices, cette approche est quantitative et ne souffre pas de tels défauts. Au final ils montrent que les raffinements apportés par leur modèle conduisent à diminuer la pollution, par rapport à des modèles plus simples ; et la conscience du fait que leur modèle reste une simplification forte de la réalité, conduit les auteurs à ne conseiller de ne pas prendre leurs résultats trop à la lettre, mais à être encore plus précautionneux.

Marinoni et Adkins (2009) appliquent la théorie du portefeuille de Markowitz⁷ afin de déterminer les actions optimales à mener, c'est-à-dire les sites d'intervention, pour diminuer l'eutrophisation, dans un contexte de contrainte budgétaire. L'application concerne l'ouest de l'Australie. Le changement climatique entraîne une incertitude sur les bénéfices attendus de chacune des actions. Au final, cette analyse conduit à un plan d'action différent de celui induit par une analyse standard coût – bénéfice (ou plutôt coût-utilité ici). Cela montre tout l'intérêt d'une telle analyse, qui permet de diminuer les risques liés aux actions entreprises pour lutter contre l'eutrophisation à coût égal, où à l'inverse, à risque égal, de diminuer le coût des actions entreprises.

8.2.2.3. Répartition par secteur et répartition spatiale

Xepapadeas (2010) rappelle que lorsqu'il s'agit de résoudre les problèmes liés à l'eutrophisation, il est nécessaire de coupler des modèles écologiques et des modèles économiques. Or, si pour les deux modèles il y a des similarités telle la compétition pour des ressources rares, il y a aussi une différence fondamentale, liée au fait que dans les systèmes économiques les agents résolvent des problèmes d'optimisation dynamique, c'est à dire des raisonnements rationnels prenant en compte leurs anticipations sur l'avenir, alors que dans les systèmes écologiques, le comportement ou l'état des agents tient compte de l'évolution passée, en ayant cherché à s'adapter au fil de l'histoire du système représenté. Dans ce cadre, une représentation adéquate des systèmes associant écologie et économie

⁶ Henry C., 1974, Option values in the economics of irreplaceable assets, Review of Economic Studies, 41, 89-104.

⁷ H.M. Markowitz, 1952, Portfolio selection, Journal of Finance, 7, 77-91.

nécessite des modèles dynamiques non linéaires complexes. Une telle représentation devrait prendre en compte et combiner des éléments tels que les interactions stratégiques entre les agents économiques, les non convexités induites par les bouclages non linéaires, les différentes échelles spatiales et temporelles, et la représentation de différentes dynamiques spatio-temporelles. Ne pas prendre en compte ces caractéristiques pourrait conduire à ne pas représenter des phénomènes importants observés dans la réalité, telles que des bifurcations dans le système ou des irréversibilités ; cela pourrait aboutir à des états peu désirables sur le plan économique ou écologique.

Ahlvik et Pavlova (2013) étudient la meilleure stratégie à mettre en place, sur le plan international, afin de réduire la pollution en mer baltique. Ils montrent qu'un des problèmes est le comportement de passager clandestin de certains pays, qui pourraient profiter de l'effort mené par d'autres, sans en faire eux-aussi à la même hauteur. On notera que la résolution de ce problème est intéressante, en elle-même, mais aussi parce que la difficulté se rencontre à l'identique ou presque à un niveau géographique plus fin, par exemple entre les différents bassins versants d'un même cours d'eau ou à l'intérieur de chaque bassin versant. Il est à noter que les pollutions par eutrophisation ont aussi un effet local, ce qui tempère un peu cette tentation. Le problème du passager clandestin a pour origine l'absence d'autorité régulatrice. Au final, un traité entre tous les pays, avec des objectifs modestes, semble plus efficient qu'une coalition entre un nombre plus petit de pays, mais avec des objectifs plus ambitieux. D'autres solutions existent, par exemple laisser certains pays subventionner ou directement aider (financement, assistance technique, concessions dans les négociations...) des actions dans d'autres ; Ce qui est en contradiction avec le principe pollueur payeur, puisque c'est finalement le pollué ou la victime qui paye. Une autre possibilité serait d'allouer des permis d'émission aux différents états et par exemple de permettre à chacun de mener des actions de réduction de la pollution dans d'autres pays de manière à respecter ses propres quotas d'émission.

Arheimer et al. (2004) étudient le changement de pratiques permettant de réduire la pollution en nitrates dans le sud de la Suède. Ils mobilisent pour cela la participation de parties prenantes pour imaginer différents scénarios d'action et des outils de modélisation numérique pour en calculer les effets. Comme seule la concentration en nitrate est prise en compte (les auteurs sont conscients de cette limitation), et que ce polluant provient majoritairement des activités agricoles, c'est un changement des pratiques agricoles (changement de cultures, dates d'épandage des engrais et de labour etc.) qui permet de diminuer le plus la charge en nitrates à l'estuaire (de 30 %) alors que la mise en place de zones humides ne le diminue que de 5 %. La participation des parties prenantes a permis de voir, dans ce cas, avec les 16 participants du jeu, que les agriculteurs préféreraient comme outil des contrats, passés avec quelques personnes de confiance.

Fezzi and al. (2010) ont travaillé sur les coûts pour les agriculteurs de différentes mesures envisageables pour réduire l'eutrophisation : réduction de 20% de l'emploi d'engrais, diminution de 20 % du nombre de bovins à l'hectare, conversion de 20 % de terres arables en prairies non pâturées (prairies fauchées) sans engrais. Ils montrent (leur travail concerne un bassin versant en Angleterre) l'impact du choix de la mesure (parmi les trois précédentes), et surtout la variabilité de cet impact d'une exploitation à l'autre ; en parallèle ils rappellent l'importance de l'hétérogénéité des sols et des pratiques agricoles sur les effets de telles mesures concernant l'eutrophisation. Ainsi il est important de réfléchir tout autant aux modalités d'application locales, qu'au choix d'un instrument. La forte hétérogénéité des coûts supportés par les agriculteurs peut ainsi poser des problèmes de chute de revenu agricole et d'augmentation de la pauvreté rurale. Des travaux à partir de Systèmes d'Information Géographique montrent tout leur intérêt ici. Cette étude, comme le proposent les auteurs, gagnerait aussi à être étendue en prenant en compte des effets de plus long terme, comme la capacité d'investissement des exploitations.

Langpap et al. (2008) font une étude économétrique à partir de données concernant quatre états américains (Californie, Oregon, Washington et Idaho), pour examiner l'effet de différentes politiques foncières (taxation, acquisition foncière, subventions...) sur la pollution des eaux. Globalement ils

montrent que ce sont les politiques visant la réduction de l'urbanisation et de l'agriculture qui ont le plus d'effets, avec celles qui visent directement les zones humides.

8.2.2.4. Aspects méthodologique pour le secteur agricole et les pollutions diffuses

Xepapadeas (2012, working paper) décrit les trois méthodes possibles pour diminuer les pollutions diffuses, domestiques ou agricoles, qui sont difficiles à réguler à cause de l'asymétrie d'information entre le pollueur (qui connaît son effort pour diminuer les effluents et le coût associé) et le régulateur (qui ne les connaît pas) et les aspects aléatoires entre les actions du pollueur (par exemple l'épandage des fumiers) et la pollution mesurée dans les cours d'eau de l'aval. La première consiste à considérer que la pollution est une fonction de certains facteurs de production, que si l'on diminue ces derniers la pollution globale diminuera, et alors l'instrument développé est un système de taxes, parfois de subventions, pour diminuer ces intrants. La seconde consiste à observer la pollution par exemple à l'aval d'un petit bassin versant, de fixer un seuil acceptable, et de mettre en œuvre une taxe collective (dite 'ambient tax'), ou une amende globale, payée par tous les pollueurs potentiels, quelle que soit leur pollution réelle, lorsque ce seuil est dépassé ; il peut aussi être alloué une subvention lorsque la mesure donne un résultat inférieur au seuil. La troisième est la mise en place, lorsque cela est possible à un coût raisonnable, d'un système de contrôle des pollutions individuelles, et la taxation de tout comportement inadapté ou toute pollution excessive ; il s'agit ici de transformer la pollution diffuse en pollution ponctuelle ; c'est par exemple le cas des opérations de contrôle des fosses septiques individuelles ; on pourra y rattacher toute mesure permettant de faire révéler l'information au pollueur sur son effort réel (par exemple en choisissant parmi un ensemble de contrats de subventions celui qui lui convient le mieux). Chaque possibilité a ses avantages et inconvénients : par exemple mesurer les intrants peut occasionner des coûts d'information excessifs, mais semble plus juste que les 'ambient tax'. Ces dernières sont un moyen facile pour le régulateur de reporter le problème à un niveau géographique inférieur, en comptant sur un contrôle social plus envisageable dans un plus petit groupe, mais ce système de punition collective reste particulièrement inique et peut être inacceptable de ce fait. C'est pour cela que lorsque la troisième possibilité est raisonnablement possible, elle est généralement préférée. Sinon la mesure des intrants, si elle n'est pas trop coûteuse, est un bon deuxième choix.

Gren (2004) compare différents types d'incitation que la puissance publique peut mettre en œuvre pour inciter les agriculteurs par exemple à préserver les prairies permanentes, ou à convertir des terres labourées en zones humides. L'application concerne la côte ouest de la Suède. Trois types de mesures sont possibles : un paiement forfaitaire proportionnel aux surfaces concernées, la proposition d'un ensemble de contrats parmi lesquels l'agriculteur va choisir celui qui l'intéresse le plus, révélant ce faisant de l'information sur ses coûts de préservation ou de conversion, ou enfin une négociation de gré à gré, cette dernière possibilité étant généralement éliminée car trop coûteuse en temps. L'article compare les deux premières possibilités, et le résultat obtenu montre que le choix entre les deux dépend de la forme des fonctions de coûts et de bénéfices de l'exploitation agricole. Dans ce cadre déterminer l'ensemble des contrats qui va procurer un résultat satisfaisant sur le plan environnemental reste compliqué.

Williamson (2011), dans un travail portant sur l'utilisation des engrais azotés aux Etats-Unis, rappelle que cet usage dépend du prix des engrais, du prix des productions agricoles, de la manière de gérer les risques de l'agriculteur, et de sa connaissance du besoin réel des plantes en engrais. Aussi il examine les effets de la mise en place d'une taxe sur les engrais azotés sur la consommation d'engrais, en calculant notamment l'élasticité de la demande. Globalement il montre que la mise en place d'une taxe sur ces engrais conduit à des applications plus précises, à la fois en quantité globale et dans les périodes d'application, ce qui permet de tempérer les coûts liés à cet intrant en modérant les effets sur la production. De plus il montre que les agriculteurs qui font des analyses de sol (pour mesurer la quantité d'azote déjà présente) utilisent sensiblement moins d'engrais à l'hectare que les autres, ce qui se comprend facilement, puisque l'incertitude sur le fait que l'azote pourrait être le facteur limitant la croissance des plantes est alors transformée en connaissance des apports nécessaires.

Bontems et al. (2005) mettent en place un modèle pour étudier la réduction de la pollution diffuse agricole à partir d'un système de taxations/subventions non linéaires. Les agriculteurs diffèrent selon des dimensions qui peuvent être connaissance commune, comme leurs surfaces d'épandage ou leur niveau de production, ou privée, comme leur efficacité à limiter la pollution, à production égale. Dans ce cadre les auteurs recherchent des moyens de compenser les agriculteurs qui mettent en place des pratiques coûteuses mais conduisant à réduire la pollution ; un système de paiements faisant révéler l'information privée sur l'efficacité de chaque agriculteur permet d'améliorer la répartition de l'effort de diminution de la pollution entre les exploitations.

Dupraz et al. (2009) montrent que les politiques publiques visant une amélioration de l'environnement dans les territoires agricoles, afin d'éviter des mesures coûteuses et inefficaces, ont souvent intérêt à mettre en place des mesures qui permettent d'éviter des effets de limites, à savoir par exemple s'appliquant sur une proportion minimale de la surface de l'exploitation, ou avec un minimum d'intensité. L'objectif est d'éviter que l'agriculteur profite d'un effet d'aubaine, ou plus généralement que le coût de la mesure ne soit pas compensé par son efficacité qui resterait insignifiante. Le modèle montre que ce risque est augmenté par l'asymétrie d'information qui existe entre le régulateur et l'exploitation agricole.

Pretty (2001) rappelle que l'agriculture est par nature multifonctionnelle (au sens où elle produit de manière conjointe différents biens) et qu'elle est possiblement à la source de différentes externalités négatives, mais aussi positives (paysages, fixation du carbone, limitation des inondations etc.). La variété des situations et des problèmes à résoudre conduit à mettre en œuvre différentes solutions, adroitement articulées, pour encourager certaines pratiques et dissuader d'autres, allant du conseil, aux mesures réglementaires ou légales, et à l'emploi de divers instruments économiques.

Power et al. (2001) décrivent les principaux résultats d'un programme financé par l'USDA (Ministère de l'agriculture des USA), le Management Systems Evaluation Area, dont l'objet était d'évaluer l'efficacité des systèmes agricoles pour contrôler les fuites de nitrates dans la ressource en eau et pour améliorer les techniques afin de les réduire. Les principaux défauts des systèmes actuellement en place sont que d'une part les champs sont cultivés de manière uniforme, en ignorant les variations de sol sur une même parcelle, et que les quantités d'azote appliquées sont déterminées en supposant que les paramètres climatiques prendront des valeurs moyennes pour la saison à venir. D'autre part l'augmentation de la demande alimentaire dans le cadre de surfaces agricoles en diminution (à cause de la pression urbaine par exemple) peut faire craindre une augmentation de l'emploi des engrais azotés. Au final il n'y a pas de système de culture unique à conseiller permettant de diminuer les fuites de nitrates : les décisions de culture sont prises en cherchant notamment à maîtriser les risques économiques et environnementaux qui sont différents d'une exploitation à l'autre, et il en est de même des ressources disponibles, en capital, en travail, en équipement, en savoir-faire ; les objectifs des agriculteurs ne sont pas identiques, la pression sociale est perçue différemment, les relations avec les propriétaires fonciers peuvent aussi varier. Au total, si l'on ajoute à tout cela que les facteurs climatiques et environnementaux vont modifier l'efficacité des différentes méthodes envisageables pour diminuer les fuites de nitrate, on comprend qu'il n'y a pas de panacée. Mais la mesure de l'azote disponible dans les champs est un élément efficace pour la diminution de son emploi. Si les meilleurs systèmes concernant la pollution varient considérablement d'une exploitation à l'autre, les résultats de l'étude montrent qu'il y a des ensembles de pratiques qui sont préférables à d'autres, associant des rotations de culture, des pratiques de labour et l'ajustement au mieux des engrais apportés aux cultures.

Orderud et Vogt (2013), dans une étude portant sur une zone située au sud-est d'Oslo en Norvège, portant sur la pollution par les phosphates d'origine agricole, montrent que si la réduction de l'emploi des engrais a été acceptée plutôt aisément par les agriculteurs, les modifications de pratique de labour sont beaucoup plus difficiles. Pour les auteurs, la solution consiste à augmenter les connaissances des agriculteurs sur l'environnement, et sur le cycle du phosphore afin qu'ils en comprennent bien la complexité et ne soient pas découragés par des résultats immédiats peu probants. Kling et al. (2014)

présentent un modèle agro-économique qui relie l'occupation du sol dans deux bassins versants alimentant le Mississippi (USA) et la pollution en nitrate et phosphate qui en est issue. Le modèle permet par exemple de tester les effets de cultures intermédiaires pour diminuer l'eutrophisation. Ils insistent sur l'intérêt qu'il y aurait à coupler ce type de modèle avec une représentation du comportement des agriculteurs.

Ng et al. (2014) examinent si la culture de miscanthus, à des fins énergétiques, à la place du maïs ou du soja dans l'Etat de l'Illinois (USA), permettrait de réduire de manière sensible la concentration en nitrate dans les rivières. Leur conclusion est que la réduction pourrait ne pas être négligeable, surtout si la culture se fait près du lit des cours d'eau. Mais de toute façon, ce changement ne pourrait conduire à lui seul à atteindre certains objectifs fixés de réduction de la pollution. Les moyens pour inciter à cette culture pourraient être sous la forme de subventions, mais les modalités doivent en être bien étudiées sous peine par exemple de voir certains sols en friches remis en culture. Car les prix du miscanthus n'arriveront jamais à inciter à cette modification de culture sans des subventions importantes. Et à supposer que ce changement ait lieu à l'échelle de la planète, les prix des produits alimentaires augmenteraient, rendant cette hypothèse encore moins probable. Au final il vaut mieux envisager d'autres moyens de réduire la pollution, comme la mise en place de zones humides, ou le traitement des eaux drainées, lorsque le cas se présente, ces dernières étant alors une source de pollution ponctuelle.

Konrad et al. (2014) utilisent un modèle spatialisé agro-économique pour estimer l'effet de différentes mesures concernant le bassin versant de Fjord Odense au Danemark, afin de lutter contre l'eutrophisation d'origine agricole ; l'étude ne prend en compte que l'azote et pas le phosphore. L'objectif est de minimiser le coût d'atteinte d'un objectif de réduction des émissions de nitrate, et de se servir de ce coût minimum pour évaluer différentes alternatives d'action. Les moyens de mettre en œuvre cette politique ne sont pas l'objet de cet article. Les données disponibles, géo-référencées, permettent ce type d'approche, en prenant en compte différentes hétérogénéités (sur le plan biophysique et économique : sol, hydrologie, type d'exploitation agricole). Au final ils montrent notamment que des mesures géographiquement ciblées peuvent conduire à des coûts de transaction élevés, en particulier en comparaison avec des mesures uniformes, ne serait-ce que pour définir puis contrôler leur mise en application. L'utilisation de données spatialisées est une condition nécessaire à l'évaluation de ces coûts.

Hansen et Hansen (2014) développent une méthode intéressante pour lutter contre l'eutrophisation induite par les fuites de phosphore : au lieu de taxer simplement les intrants de phosphore, ils proposent de taxer la différence entre l'importation des intrants dans l'exploitation et les exportations sous la forme de produits agricoles. Même si leur modèle ne tient pas compte des aléas, il donne des pistes intéressantes, d'autant qu'il tient compte du stockage du phosphore dans le sol. Ils distinguent aussi les exploitations pour lesquelles l'apport de phosphore est un intrant permettant d'augmenter les rendements de celles pour lesquelles il n'est qu'un sous-produit à évacuer. Ils rappellent d'ailleurs que si de telles différences peuvent exister, c'est parce que les coûts de transport limitent le rayon de la zone dans laquelle les échanges sont rentables. La concentration des exploitations d'élevage peut être à l'origine de cette difficulté. D'ailleurs la mise en place d'une telle taxe pourrait augmenter ce rayon. Le produit de cette taxe peut être utilisé indépendamment pour subventionner une meilleure répartition du phosphore, vers les sols où il n'est pas à saturation. Il reste aussi à examiner comment cette taxe peut être modulée pour tenir compte des impacts différents en fonction de la localisation.

Ancev et al. (2006) montrent sur le plan général, et pour une application concernant un bassin versant (Eucha-Spavinaw) de l'Oklahoma, où se pratique principalement l'élevage de poulets (120 millions de volailles par an) et dans lequel se déverse aussi les effluents d'une ville voisine (Decatur, Arkansas, 1700 habitants), que les objectifs de réduction de l'eutrophisation ne peuvent se décider sans prendre en compte les aspects économiques, par exemple en visant une réduction du coût total, celui de la

pollution et celui de la réduction de la pollution. Ainsi l'économie doit jouer un rôle important dans la détermination des objectifs, et des moyens pour atteindre ces objectifs. Différentes options sont ainsi évaluées, par un modèle dont une des principales restrictions, pour rester simple, est que les facteurs aléatoires ne sont pas pris en compte : modifier les applications d'engrais issus des élevages, en combinaison avec des engrais commerciaux, pour rééquilibrer la balance azote/phosphore, modifier les utilisations de certains sols (par exemple plus de prairies permanentes, mais avec un effet indirect attendu d'une augmentation des épandages, là où ils se poursuivent), exporter les déchets hors du bassin versant, ou mieux les répartir à l'intérieur de celui-ci, enfin une option non-retenue, mais dont le calcul du coût des effets permet d'avoir une borne aux coûts acceptables, est la réduction du nombre de poulets élevés. Le modèle permet aussi de calculer l'arbitrage à retenir entre la pollution agricole et la pollution ponctuelle issue de la ville, cette dernière étant déjà bien réglementée.

Elofsson (2014) travaille sur un problème appliqué à l'azote comme facteur de pollution en Mer Baltique, mais qui peut intéresser d'autres secteurs géographiques : les agences régionales gérant l'eau dans un bassin versant ont en général une connaissance plus fine des conditions locales que des structures travaillant à une échelle géographique plus large, en l'occurrence pour le cas étudié, l'Union Européenne. Aussi il semblerait intéressant de décentraliser les décisions sur les modalités de réduction de l'eutrophisation. Mais d'un autre côté il y a un risque que les agences régionales agissent selon leur propre intérêt, plutôt que dans celui de la structure de niveau supérieur, d'autant plus qu'au final le coût de ces mesures doit être porté par des agents économiques, desquels l'agence régionale est plus proche. Une asymétrie d'information existe entre les deux niveaux (agence régionale et structure), car le niveau supérieur ne peut observer que la pollution réellement émise, et non pas l'effort réalisé. Cette asymétrie est d'autant plus forte que les facteurs climatiques sont importants, et que l'incertitude sur l'évolution du climat à venir brouille pour l'agence régionale le lien entre l'effort réalisé et les mesures de pollution qui seront faites ultérieurement. De même, la structure ne peut que difficilement, et seulement après un certain délai, savoir si une variation de la pollution est due à un changement dans l'effort ou à une variation du climat. Le modèle développé montre, dans le cas étudié de la Mer Baltique, qu'en fait cet effet de hasard moral n'est pas très important, sauf si l'incertitude sur le changement climatique était très forte, ou lorsque le soutien financier alloué par la structure globale à l'agence locale est important, même si cette dernière n'atteint pas les objectifs de réductions demandés. Lorsque ce hasard moral est problématique, une différenciation appropriée des contrats proposés par la structure à l'agence permet de surmonter le problème, et d'atteindre les objectifs.

Elofsson (2003) montre dans le cas de la mer Baltique, concernant l'azote et le phosphore, qu'il est important de tenir compte, dans les calculs de coût de réduction de la pollution, des aspects aléatoires des rejets en mer, et aussi des corrélations, positives ou négatives, entre les rejets d'une région et celles des autres ; sinon le risque est une forte sous-estimation de ces coûts. Si une région a des rejets positivement corrélés avec ceux des autres régions, il est plus efficace, dans le cadre d'une analyse coût-bénéfice, de faire plus d'efforts de réduction dans cette région, toutes choses égales par ailleurs ; et inversement si la corrélation est négative. Le modèle quantitatif montre qu'en ce qui concerne les nitrates, réduire l'emploi d'engrais et réduire les émissions ponctuelles sont importants pour diminuer les émissions avec une recherche d'efficacité en termes de coûts. Pour le phosphore, la réduction des pollutions ponctuelles est la mesure la plus importante. Si l'on veut plus de certitude sur l'efficacité des mesures, le changement d'utilisation des sols devient plus important, alors que la réduction des cheptels reste trop coûteuse pour jouer un rôle dans un programme recherchant la minimisation des coûts, indépendamment du niveau de certitude recherché. Changer les périodes d'épandage des fumiers ne change pas grand-chose, et même si cette mesure est peu coûteuse, elle ne joue pas un rôle très important dans un programme visant une réduction large des émissions de polluants. Et si l'on veut plus de certitudes sur l'efficacité, cela ne signifie pas qu'il est optimal d'augmenter l'emploi de chaque mesure ; mais il peut être efficace en termes de coûts de moins diminuer les émissions pour certaines sources et de les réduire de manière plus importante ailleurs.

1.2.2.5. Conclusion

Dans la définition des politiques de lutte contre l'eutrophisation, l'objectif poursuivi doit être défini par des modèles mêlant simultanément les aspects biophysiques et économiques, et surtout pas en fixant d'abord des objectifs à atteindre pour l'état du système, en cherchant ensuite à minimiser les coûts des actions à mener. De toutes autres approches peuvent être entreprises, par exemple tenter d'améliorer simplement la situation actuelle (exemple du lac Apopka en Floride).

Concernant l'économie, les bénéfices doivent être comparés aux coûts, quels que soient les outils utilisés pour la mise en œuvre de la décision publique : commande et contrôle ; régulation à partir de taxes et subventions ; taxes dépendant des résultats obtenus localement ('ambient taxes'), particulièrement iniques ; ou encore permis d'émettre des polluants distribués gratuitement ou vendus aux enchères.

Les mesures uniformes, visant par exemple une réduction de x% des émissions, sont en général peu efficaces et assez souvent il faut s'attendre à observer et à avoir à lutter contre des comportements de passager clandestin (à savoir que certains profitent de l'effort des autres), à différents niveaux.

Cinq grands facteurs du problème sont souvent sous-estimés :

1/La dimension temporelle, avec en particulier des irréversibilités qui peuvent naître du franchissement de certaines limites (par exemple un niveau de concentration d'un polluant) ; ce phénomène peut être pris en compte dans des représentations adaptées des systèmes, permettant d'éviter de sombrer dans un 'principe de précaution' très pénalisant.

2/ Les pollutions ont souvent plusieurs causes, et le choix de lutter contre l'une d'entre elles, ou plusieurs simultanément, ou encore alternativement, est loin d'être neutre sur les résultats économiques. Cela est vrai à la fois pour le choix d'agir contre l'azote et/ou le phosphore en agriculture, ou d'agir préférentiellement ou simultanément sur le secteur domestique ou agricole, ou encore d'arbitrer ou pas entre pollutions diffuses et pollutions ponctuelles.

3/ Les pollutions sont souvent multiples (eutrophisation, effet de serre etc.) et des gains d'efficacité peuvent être engrangés en en tenant compte. A l'inverse, tenir compte des bénéfices variés dégagés par la réduction de la pollution permet d'envisager des solutions qui autrement seraient peu rentables.

4/Le caractère aléatoire des émissions modifie leurs effets en termes d'eutrophisation, et cela peut notamment conduire à mettre en place simultanément différents instruments. En outre dans ce cas il peut être recherché préférentiellement une certaine robustesse des solutions, plutôt qu'une optimalité en un sens ou un autre. Il restera toujours des incertitudes, notamment celles liées à une connaissance imparfaite des phénomènes biophysiques, et il est inutile d'attendre de tout savoir pour agir. Une gestion adaptative (par réactualisation des objectifs, des outils, des paramètres, en tentant des expériences) peut être une solution dans ce cadre. A noter aussi que la théorie du portefeuille de Markowitz montre que l'ordre dans lequel on doit agir sur un problème à causes multiples, si l'on veut être efficient, doit être établi en tenant compte des risques liés à chaque source de pollution, des corrélations entre ces risques, en plus de l'intérêt propre de la diminution de chaque source.

5/ Le caractère hétérogène des sources de pollution, des agents concernés etc. ne peut être négligé.

Au total, il est peu envisageable de copier une solution ayant fait ses preuves dans un contexte, pour résoudre un autre problème. En revanche des enseignements peuvent être tirés des réussites ou échecs dans des situations parfois fort différentes. Les solutions d'ingénierie écologique, à part la mise en place de zones tampons et de zones humides, peuvent avoir des effets indirects assez risqués, tel l'élevage de moules pour l'épuration des eaux.

Aussi parfois il faut se poser la question de l'intérêt comparé de mesures modestes sur des espaces géographiques larges, ou plus ambitieuses sur des espaces plus restreints.

Enfin la participation des parties prenantes est souvent la source de réunions appréciées où l'on discute de sujets qui sortent de l'ordinaire, tout en faisant des rencontres ; parfois il en ressort des idées que l'on n'avait pas. Mais leur implication dans la décision peut être une source d'instabilité.

8.2.3. Application aux pollutions diffuses issues du secteur agricole

Jean-Marie Lescot

Irstea Bordeaux, Unité ETBX

8.2.3.1. Introduction

Dans le cas des pollutions ponctuelles, le régulateur en charge de la ressource (principal-agent)⁸ sait où sont produites les émissions polluantes, quelles quantités sont émises par chaque source, et connaît l'efficacité des différentes technologies applicables pour leur réduction. Cependant, le principal ne connaît pas les coûts pour réduire ces émissions polluantes qui est une information privée que les pollueurs ne sont pas enclins à révéler volontairement.

Quand l'émission polluante est observable, **les politiques ciblant les émissions** permettent le contrôle le plus coût-efficace. **Une taxe ou des normes imposées sur les émissions** sont alors une incitation pour les responsables des rejets, ainsi régulés. Elle permet aux pollueurs d'utiliser leur information privée sur leurs coûts pour trouver les moyens les plus coût-efficaces de réduire leurs émissions. Les régulateurs n'ont donc pas besoin d'avoir connaissance de ces coûts pour que la politique fonctionne. Une taxe uniforme sur les rejets pour tous les responsables d'émissions polluantes permet d'égaliser les coûts marginaux⁹ de réduction et d'assurer ainsi un contrôle au moindre coût.

Une réglementation qui demanderait qu'une technologie particulière de réduction soit utilisée n'égale pas les coûts marginaux et est donc en théorie moins efficace qu'une taxe sur les émissions.

La littérature sur les instruments de contrôle de la pollution est de ce fait largement concentrée sur la conception et la performance d'instruments basés sur les émissions (taxes et normes sur les émissions, échanges de quotas d'émissions). Celles-ci peuvent être imposées soit sur les inputs (politique basée sur sa conception), soit sur les émissions (politique basée sur sa performance).

En raison de la nature diffuse des émissions non ponctuelles notamment d'origine agricole, les contrôles de routine sont compliqués (dans la mesure où les rejets ne sont pas observables), très coûteux et souvent inapplicables. En raison des conditions météorologiques aléatoires, les émissions (à partir d'une parcelle donnée) sont, qui plus est, variables, difficilement quantifiables et leur devenir vers les eaux (de surface et souterraines), difficile à estimer. La performance des bonnes pratiques pour réduire les pollutions diffuses est aussi incertaine du fait de la variabilité des caractéristiques des parcelles dans un bassin versant et des compétences techniques des chefs d'exploitations.

Les instruments économiques basés sur les émissions ne sont donc pas appropriés aux questions posées par les pollutions diffuses. Cette spécificité a suscité un intérêt en économie pour développer des instruments de politiques adaptés aux pollutions non ponctuelles par l'azote et le phosphore dont les sources sont essentiellement l'agriculture, mais aussi les zones urbaines et les forêts.

Comme indiqué plus haut, des politiques efficaces de réduction des pollutions diffuses d'origine agricole basées sur la réglementation des émissions sont difficiles à mettre en place. La quantité et la concentration de ces pollutions ne peuvent pas être attribuées à des sources particulières, encore moins pilotées. Même si l'utilisation de modèles biophysiques permet d'avoir des approximations de ces quantités il reste de fortes incertitudes.

⁸ Le principe du principal-agent est le cœur de la théorie de l'agence qui désigne un ensemble de problèmes rencontrés lorsque l'action d'un acteur économique, désigné comme étant le « principal », dépend de l'action ou de la nature d'un autre acteur, « l'agent », sur lequel le principal est imparfaitement informé. Il s'agit donc d'étudier les conséquences d'une asymétrie d'information.

⁹ Coût marginal: Le coût marginal de réduction est le coût supplémentaire généré par la dernière unité d'émission réduite.

Ces questions ont motivé l'utilisation d'instruments indirects et la mise en place de politiques pragmatiques permettant de réguler les quantités (inputs) et les pratiques responsables des émissions. Peuvent être cités en exemple les taux maximums de charge en bétail/ha, la quantité maximum/quota par exploitation, la quantité d'éléments appliqués dans les zones vulnérables, les subventions pour la conversion à des pratiques moins intensives.

La littérature en économie de l'environnement (par exemple, Baumol et Oates¹⁰, Shortle et Dunn¹¹) suggère six approches générales pour corriger ces externalités. Ceux-ci incluent: les redevances (ou taxes Pigou), qui impliquent un impôt direct sur les effluents causant l'externalité; les taxes sur les intrants (comme les engrais azotés); les normes, définies comme des niveaux représentant un «environnement acceptable»; les contrôles qui impliquent une directive aux décideurs sur les pratiques spécifiques qui doivent être utilisées (non travail du sol) ou qui sont interdites d'utilisation (comme certains pesticides); incitations avec participation aux coûts, dans lesquels les organismes publics supportent une partie des mesures de contrôle de la pollution et les permis de pollution transférables, qui peuvent ou non être échangés pour des prix d'offre.

Ces différents instruments de contrôle sont résumés dans le Tableau 8.13

Tableau 8.13. Instruments de contrôle des pollutions diffuses. Adapté de Shortle et Horan¹² (2013).

Instruments de contrôle des pollutions diffuses			
Mécanisme	Mesure de conformité		
	Inputs/Pratiques	Approximations des émissions	Niveaux de pollution
Incitations économiques: Taxes/Subventions	Taxes sur les achats d'engrais	Taxes sur les charges en nutriments modelisées	Taxes ambiantes
	Changements dans l'application des effluents	Taxes sur les applications d'engrais en excès par rapport aux besoins des cultures	
	Partage des coûts ou autres subventions pour les inputs ou pratiques réduisant la pollution Subventions pour le retrait de terres arables	Taxes sur les pertes nettes de sol estimées	
Normes	Enregistrement des engrais	Restrictions sur les charges en nutriments modelisées Règlementations sur les applications de nutriments en excès par rapport aux besoins des cultures	
	Restrictions sur les taux d'application d'engrais Utilisation obligatoire de pratiques de contrôle de la pollution		
Marchés	Marché des inputs	Marché des émissions estimées (permis)	
Contrats/Obligations	Contrats de retrait de terres Contrats impliquant l'adoption de pratiques de conservation ou de gestion des nutriments		
Règles de responsabilité	Règles de responsabilité sur la négligence		Règles strictes ou de responsabilité sur la négligence

D'un point de vue économique, le contrôle le plus efficace d'un polluant est atteint quand les coûts marginaux de réduction sont égaux entre tous les responsables de rejets et quand le coût marginal de réduction égale le bénéfice marginal d'une eau de meilleure qualité. Le problème pour un décideur politique revient alors à savoir comment atteindre ce niveau.

Ceci dit, dans la plupart des cas, l'information sur les bénéfices marginaux n'étant pas disponible, le problème revient à atteindre un niveau de rejet total donné (ou un niveau de qualité d'eau) convenu politiquement au moindre coût (voir plus loin le § consacré aux méthodes coût-bénéfices).

¹⁰ Baumol, William J. and Oates, Wallace, (1988), *The Theory of Environmental Policy*, Cambridge University Press,

¹¹ James S. Shortle and James W. Dunn. (1986) *The Relative Efficiency of Agricultural Source Water Pollution Control Policies*; *Am. J. Agr. Econ.* (1986) 68 (3): 668-677.

¹² Shortle J.S. et Horan R.D. *The Economics of Nonpoint Pollution Control*

Le décideur public a pour cela à disposition un ensemble d'instruments économiques dont la performance dépend d'un ensemble de facteurs liés à la disponibilité et la qualité de l'information sur la cause et le transfert du polluant et sur les acteurs économiques, au type d'incitation, au coût de l'information et à des considérations d'équité vis-à-vis de la répartition des coûts.

Dans le cas où toute l'information pertinente sur les coûts, l'efficacité des pratiques et la génération des polluants est connue de tous les participants du marché, n'importe quel instrument peut fournir un contrôle efficace. Le choix de l'instrument dépendra alors plus de la philosophie mise en avant : soit « le pollueur paie » (et dans ce cas on favorise l'utilisation des normes ou taxes), soit « le pollueur est payé » et dans ce cas on favorise les subventions et/ou la formation.

Les instruments de politique vis-à-vis des pollutions d'origine agricole (nutriments N ou P dans le cas de l'eutrophisation) peuvent être des normes définies par la réglementation ou des incitations économiques (taxes ou subventions).

Les politiques basées sur les inputs doivent prendre en compte l'hétérogénéité (entre exploitations, spatiale, ...) et une régulation de tous les facteurs de production déterminant les émissions.

On peut ainsi comparer les politiques différenciant les exploitations de celles qui appliquent des restrictions de façon uniforme. La littérature économique sur les instruments de contrôle des pollutions diffuses s'est largement intéressée à trois grandes questions :

La première est qui cibler parmi l'ensemble des pollueurs diffus suspectés (incertitude sur les contributions individuelles des sources), la seconde est quelle base optimale pour définir et mesurer la conformité avec les réglementations environnementales (quelles mesures de conformité/d'observation), enfin la troisième question est comment inciter les changements dans la production et le contrôle des pratiques polluantes pour atteindre les objectifs de qualité environnementales (programmes d'éducation, persuasion et assistance technique, programme de recherche et développement pour créer des innovations).

Le présent chapitre passe en revue la bibliographie disponible sur les instruments de contrôle des pollutions diffuses ; il s'attache à en extraire les principaux enseignements et conclusions.

8.2.3.2. Incitations économiques : taxes et subventions

8.2.3.2.1. Taxes pour décourager les activités polluantes

Taxes sur les engrais azotés

Rougoor (2001) rappelle que l'intérêt d'une taxe vient de sa facilité de mise en place et de ses coûts de transaction en général faibles. Les aspects négatifs viennent d'un risque de manque de compétitivité du secteur agricole (si aucun remboursement n'est envisagé) et d'une absence de ciblage dans le cas de problèmes circonscrits localement. Cette publication évalue l'intérêt d'une taxe sur les engrais azotés en rapportant les expériences faites en Autriche, Finlande et Suède jusqu'en 1995. Dans ces pays, un tel système de taxe a été introduit respectivement en 1986, 1976 et 1985. Les taux variaient entre 10 et 72% du prix de l'engrais. L'élasticité-prix¹³ dans ces situations a été estimée entre -0.1 et -0.5. En Autriche où l'industrie des engrais n'a pas répercuté au début le coût de la taxe sur les prix de vente aux exploitants agricoles, l'utilisation d'engrais a cependant été réduite de 15% indiquant ainsi que ce ne sont pas seulement les stimuli économiques qui influencent l'utilisation des engrais mais que d'autres aspects tels que la conscience environnementale jouent aussi un rôle. La réduction de l'utilisation d'engrais dans ces trois pays a probablement conduit à une réduction des charges en azote dans l'environnement. Les revenus issus des taxes ont principalement été utilisés pour aider les exportations de grains. Les coûts d'administration ont été bas, et évalués à environ 0.75% du revenu des taxes. En conclusion, il en ressort qu'une taxe sur les engrais comme instrument de politique n'est pas une méthode parfaite mais qu'un tel instrument économique peut faire partie d'une combinaison d'instruments pour définir une politique efficace pour réduire les problèmes dus à l'azote.

¹³ L'élasticité-prix (e) est le rapport entre la variation relative de la demande d'un bien (ici les engrais azotés) et la variation relative du prix de ce bien. $e = \frac{dQ}{dP} \cdot \frac{P}{Q}$. Ce rapport est généralement négatif car lorsque le prix augmente, la quantité demandée diminue et réciproquement.

Taxes sur l'application et le transport des effluents – différences entre types d'effluents

Keplinger (2006) développe un modèle d'utilisation des effluents d'élevage (où le taux de taxe d'application est endogène) et l'applique à quatre types d'effluents transportables (effluents d'élevage laitier, porcin, de poulets, et de poules pondeuses) à l'échelle des Etats-Unis. Le modèle simule plusieurs scénarii de politiques (sans contraintes environnementales et avec contraintes sur les apports d'azote et phosphore) en prenant en compte l'accumulation des nutriments dans les sols. Les résultats du modèle mettent en évidence des différences importantes de réponse parmi les types d'effluents et illustrent généralement les dis-économies de la production d'effluents (i.e. les valeurs marginales des effluents diminuent et les distances maximales de transport s'accroissent avec la production d'effluents).

Les scénarii de politique visant à limiter le taux d'application des effluents réduisent la valeur de ces effluents d'autant plus que leur teneur en nutriments est faible. Ainsi le coût du passage d'une politique centrée sur l'azote à une politique centrée sur le phosphore est bien plus important pour les effluents à faible valeur en phosphore. Augmenter le ratio d'utilisation des terres recevant les effluents augmente la valeur de l'effluent tout en réduisant l'application du phosphore en excès. Par contre, l'accumulation des nutriments dans le sol réduit la valeur de l'effluent.

8.2.3.2. Subventions pour encourager les comportements respectueux pour l'environnement (mise en place de bonnes pratiques agricoles)

Taylor (1992) examine les incitations économiques et autres mécanismes qui pourraient permettre de limiter la pollution diffuse d'origine agricole. Un modèle biophysique (EPIC) lui sert à estimer les relations entre inputs et outputs pour des modèles en programmation linéaire d'exploitations représentatives de l'Oregon. Les modèles sont ensuite optimisés pour une maximisation du profit sous différentes politiques alternatives de contrôle du lessivage d'azote. Une courbe de coût est ainsi construite pour différents niveaux de réduction et pour plusieurs types d'exploitations. Cinq options de politiques sont alors testées : une taxe directe sur les effluents, une taxe sur les inputs, des normes par ha, une absence de travail du sol et l'interdiction des apports d'engrais à l'automne.

Les résultats indiquent que les conditions spécifiques de ressources (types et nature des sols) du site et les potentiels de production influencent largement, et l'efficacité de la politique et le coût pour parvenir à une réduction de ces pollutions. Ainsi, puisque aucune politique n'est optimale pour toutes les exploitations, l'auteur propose que les politiques de réduction soient définies par type de sol (potentiel de lessivage), type d'exploitations ou situation géographique. Néanmoins, pour le cas d'étude, une réduction limitée est possible sur toutes les exploitations à relativement faible coût (dans le cas de légers changements de pratiques). Il est également mis en évidence l'importance de la modélisation des processus bio-physiques dans l'évaluation des politiques environnementales mais les besoins importants en données peuvent néanmoins en limiter leur usage.

L'analyse des programmes d'incitation par partage des coûts (gouvernement et exploitations) et la mise en place des bonnes pratiques agricoles (BMP¹⁴s) sont analysées par Houston (1999) dans un programme pilote sur la qualité de l'eau dans un bassin versant côtier de Georgie (USA). Est mis en avant l'incertitude sur les processus biophysiques, le revenu des exploitations et donc l'adoption des BMPs (consistant en différents niveaux de réduction des engrais azotés). Cette étude intègre trois simulateurs biophysiques pour prévoir les rendements des cultures, les émissions de pollution de l'eau et du sol, et le revenu net des exploitations agricoles sous des conditions d'incertitude du marché et à

¹⁴ Best Management Practice (BMP) est un terme utilisé aux Etats Unis et Canada pour indiquer un type de contrôle de la pollution de l'eau. Il est employé pour décrire à la fois des dispositifs ou techniques de contrôle structurels pour traiter les eaux pluviales ainsi que les pratiques opérationnelles et réglementaires (comme par exemple réduire l'usage des engrais et pesticides). Le problème pour la mise en place de politiques est d'identifier les stratégies de contrôle qui n'affectent pas de façon significative l'économie. Ce qui constitue la BMP peut ainsi dépendre des circonstances locales comme l'absence ou la réduction du travail du sol, des systèmes à bas intrants ou des techniques de gestion de l'azote. Cette large acception du terme BMP empêche cependant une analyse claire et définitive pour la décision publique, une pratique pouvant être « best », la meilleure dans le sens de l'ingénierie, pour minimiser les pertes de polluants mais non d'un point de vue économique. Les approches traditionnelles de l'évaluation économique et de la sélection des BMPs reposent sur des approches de type budgets partiels qui comparent le coût des opérations uniquement sans prendre en compte les impacts perçus.

long terme. La programmation multi-objective permet d'évaluer les BMPs pour des exploitations représentatives. Elle incorpore les choix des exploitations à participer aux programmes pour différents taux de subventions gouvernementales, dans le but de chercher des solutions efficaces de réduction de la pollution. Les revenus nets estimés baissent de 9.6 % quand les exploitations adoptent un programme comportant une incitation de 2.50\$/acre (5.5€/ha), tandis que la réduction du lessivage d'azote est de 2.7%. Avec une aide-subsidation de 10\$/acre (22€/ha), le lessivage d'azote peut être réduit de presque 6% mais le revenu des exploitations baisse alors de 15%. Pour Houston (1999), les fonctions de production vis-à-vis de la pollution diffuse et les attitudes des exploitations vis-à-vis du risque sont les deux aspects clés de la participation volontaire des exploitations aux programmes pour la qualité de l'eau et de leurs résultats. Les subventions pour la mise en application des bonnes pratiques agricoles (BMP) peuvent aussi être conditionnées aux résultats atteints. Ainsi Talberth, (2015) aborde la question des coûts et de l'efficacité des programmes de BMPs mettant en avant les subventions conditionnées à la performance des actions mises en place, ce qui revient à une forme de paiement pour services environnementaux. Le cas d'étude est le bassin versant de la baie de Chesapeake (site historique et emblématique des Etats-Unis et objet de très nombreux travaux) où les BMPs agricoles sont largement utilisées pour réduire la pollution par les nutriments et le développement de zones mortes hypoxiques qui conduisent à l'eutrophisation des milieux aquatiques. On peut noter, avec cet auteur que, si les gouvernements subventionnent largement les BMPs, en général, ils n'affectent cependant pas les fonds nécessaires à une maximisation de leurs bénéfices environnementaux. Ainsi, avec des contraintes budgétaires toujours croissantes, sont recherchés des moyens d'accroître l'efficacité des programmes de BMPs. Payer pour la performance présente alors une plateforme alternative basée sur le niveau de réduction atteint. Talbreth (2015) compare ainsi une approche conventionnelle des subventions avec un paiement conditionné à la performance de BMP conçues pour réduire la pollution en nutriments. Un modèle d'optimisation contrainte permet d'évaluer quatre scénarios jumelés pour des exploitations type et 14 BMPs (7 paires de BMPs). Sont comparés les coût-efficacités de deux méthodes d'allocation des subventions pour une série de paires de BMPs avec un niveau de réduction en nutriments constant. Dans la seconde série de paires, est conservé le niveau constant de l'investissement du programme et sont comparés les réductions de nutriments. Pour les deux séries, le paiement pour la performance est bien supérieur aux subventions sans obligation de résultat : il permet d'obtenir une réduction des nutriments identique mais pour un coût réduit de plus de la moitié pour la première série ; une réduction des niveaux de nutriments de deux à trois fois est obtenue pour la même allocation budgétaire dans le cas de la seconde série. Pour une mise en application de tels programmes, il faut cependant que les réductions des pollutions présumées soient établies *ex-ante* et que les coûts de transaction soient également pris en compte.

8.2.3.3. Méthodes non réglementaires basées sur le marché

L'intérêt de la mise en place d'un système de permis de polluer échangeables a été abordé par plusieurs auteurs qui ont démontré que la création d'un marché artificiel de permis échangeables peut restaurer l'efficacité à l'équilibre dans une économie compétitive. Cette efficacité recherchée ne pourra cependant pas être atteinte si les permis sont « bancables » (i.e. qu'ils peuvent être conservés pour une utilisation future), et si un taux d'intérêt approprié pour les permis n'est pas fixé. Il faut aussi s'assurer que le prix du permis satisfasse la condition d'arbitrage inter-temporelle. Ainsi Akao et Managi (2013) abordent ces questions de deux façons : en fixant un taux d'intérêt des permis approprié et en créant une banque de permis. Le taux d'intérêt doit alors coïncider avec le taux d'intérêt du marché si le coût d'abattement marginal est constant : ce taux doit être inférieur aux taux du marché si les niveaux d'émissions optimales décroissent et de plus être déterminé par la fonction de pollution. Le système de permis échangeable peut alors atteindre l'efficacité sans intervention du gouvernement. Cependant, l'indétermination de l'équilibre fait qu'il n'est pas prudent de se référer uniquement au marché et qu'il devient alors nécessaire d'introduire un taux d'intérêt de façon exogène en appliquant une règle de base à la fixation de ce taux.

Lankoski et al. (2008) examinent les implications de la prise en compte de l'hétérogénéité spatiale dans le cas d'échanges de permis à polluer, concernant les sources de pollutions diffuses et ponctuelles. Les auteurs développent ainsi un modèle conceptuel pour un système de permis optimal incorporant l'hétérogénéité spatiale des émissions et les impacts environnementaux de ces émissions. L'analyse est limitée aux mesures de réduction du lessivage applicables et déjà vérifiées comme peu coûteuses, telles que les bandes enherbées ou le retrait de terres agricoles.

Un premier schéma d'allocation des permis impose un pourcentage de réduction des charges d'azote égal pour toutes les sources. Un second schéma alloue les permis selon les émissions socialement optimales (minimisation des pertes de revenus et autres coûts de contrôle des pollutions) séparément pour l'agriculture et les stations d'épuration à qui on donne des crédits pour des réductions de pollutions basées sur la réglementation.

La solution de base considérée est celle d'une agriculture compétitive sans réglementations sur les émissions d'azote. Il est ainsi attendu que les gains potentiels suscités par la vente de permis incitent les exploitations à accepter une réglementation sur la qualité de l'eau. Une simulation basée sur les données de la rivière Kymi en Finlande montre, comme attendu, que les agriculteurs sont les plus grands fournisseurs de permis mais que les gains tirés de leur vente varient de façon substantielle. Les principaux vendeurs de permis, et donc bénéficiaires, sont les exploitations intensives sur les sols de bonne qualité alors que les exploitations peu intensives sur sols plus pauvres n'en bénéficient pas. Dans le cas d'une réglementation plus stricte la majorité des agriculteurs travaillant sur des exploitations peu intensives deviennent de fait acheteurs nets de permis à polluer et par conséquent sont perdants au regard de la réglementation.

Ces résultats suggèrent que le potentiel de gains possibles à partir de ventes de permis risque d'être insuffisant pour faire accepter l'imposition d'une réglementation stricte.

L'hétérogénéité spatiale a des effets importants sur le niveau de bénéfices des agriculteurs résultant de l'échange de permis. L'hétérogénéité spatiale importe cependant moins pour les stations d'épuration mais les bénéfices sont quand même distribués inégalement.

Mitchell (2012), quant à lui examine la mise en place et les conséquences d'un système de permis de rejets échangeables (PRE) à l'échelle régionale (bassin versant de la rivière Illinois, états de l'Oklahoma et Arkansas). Ces rejets sont les litières d'élevages aviaires dont l'épandage est responsable des concentrations élevées en phosphore dans les cours d'eau. L'auteur développe un modèle au niveau de l'exploitation pour analyser comment les exploitations réagiraient sous un régime de PRE.

Deux cas sont étudiés. Dans le premier cas, Mitchell considère une contrainte sur la limitation de la pollution et différents choix de réduction ; dans le deuxième cas est considéré en plus la possibilité d'avoir recours à des permis à polluer (i.e. la possibilité d'acheter des permis au lieu de réduire la pollution ou la possibilité de vendre ces permis et dans ce cas choisir de réduire sa contribution à la pollution totale). Le modèle développé permet ainsi d'étudier comment l'achat et la vente de permis peuvent modifier les décisions choisies. Les résultats montrent que la mise en place de charges totales journalières maximum s'est montrée inefficace pour résoudre la question des pollutions due au phosphore à partir des élevages de volailles étant donné leurs effets sur la réduction de la production, la baisse des emplois concernés et *in fine* de la valeur ajoutée régionale pour ce secteur agricole.

En effet, en raison de coûts de réduction marginaux croissants (efficacité décroissante des unités de réduction), la production aviaire sera amenée à se réduire.

L'introduction d'un système de permis échangeables conduit à des résultats similaires : une fois que le niveau de pollution généré devient égal aux normes environnementales, toute pollution additionnelle doit être soit réduite, soit compensée par l'achat de permis. L'exploitation d'élevage achètera ainsi des permis jusqu'à ce que le prix du permis égale ses coûts marginaux de réduction de la pollution, ce qui conduira finalement ici aussi à une diminution de la production, et donc à une réduction de la taille des exploitations. Mitchell aborde aussi les questions relatives à la mesure des émissions au niveau de l'exploitation et à l'agence de régulation en charge de contrôler leur conformité, dans le cas d'un tel système. Il est proposé aussi de baser le système sur le nombre de poulets eux-mêmes. Au final, c'est

la sévérité des normes qui décidera du niveau de réduction de la pollution de l'exploitation et donc de sa taille optimale.

Dans un autre article Mitchell (2001) examine des méthodes non réglementaires de contrôle des pollutions diffuses. Deux essais explorent le sujet des approches basées sur le marché pour résoudre ce problème dans le bassin versant de l'Illinois. Ce bassin versant abrite de très nombreux élevages de volailles qui produisent une quantité conséquente de rejets (litières). Ces litières sont étendues sur des cultures locales en raison de leur valeur agronomique (contenu en phosphore et azote notamment). La litière est appliquée aux quantités correspondant aux besoins en azote des cultures mais, en raison de la composition de ces litières et de la demande des cultures en nutriments, cela induit un excès de phosphore épandu sur le sol. Le transfert de cet excès de phosphore est responsable de l'eutrophisation de la rivière Illinois.

Pour gérer cette pollution par le phosphore, Mitchell (2001) explore l'utilisation d'un système de marché de permis d'épandage des litières qu'il est possible d'échanger avec les stations d'épuration locales. Les résultats montrent que l'échange est faisable et que les coûts totaux régionaux peuvent être réduits : les exploitations épandant alors moins de litières chargées en phosphore, tandis que les stations d'épuration déversent plus de phosphore. Un résultat important du premier essai est la détermination du prix de ces permis. Le second essai utilise ensuite le prix des permis dérivé du premier essai pour explorer les impacts de ce schéma d'échanges au niveau des exploitations. Une fois le niveau maximum de phosphore pouvant être épandu sur le sol déterminé, les exploitations peuvent vendre leur droit d'épandre. Cette politique s'avère une façon coût-efficace d'atteindre les contraintes environnementales appliquées aux exploitations.

8.2.3.4. Contrats dans lesquels les autorités achètent des actions pro environnement

8.2.3.4.1. Méthode d'expérimentation des choix - programmes de restauration-perception différenciée de la qualité de l'environnement

Ahtiainen et al, 2015 appliquent la méthode de l'expérimentation des choix (choice experiment) en s'intéressant tout d'abord aux perceptions individuelles sur l'état actuel de l'environnement (qui servira à définir la modalité *status quo*). L'utilisation de mesures peut en effet biaiser les estimations de bien-être si les perceptions divergent sur l'état actuel de la qualité de l'eau.

La mise en évidence d'une asymétrie (et non linéarité) des préférences entre la prévention d'une dégradation et l'amélioration d'une situation dégradée peuvent ainsi s'avérer utile dans la mise en place de politiques de gestion des ressources en eau. Les alternatives individuelles spécifiques au *status quo* sont aussi définies sur la base des propres évaluations des personnes enquêtées sur les conditions environnementales actuelles et futures de la qualité de l'eau.

L'analyse de l'aversion à une perte de qualité de l'eau est réalisée par 3 modèles économétriques (symétriques ou non, linéaire ou non) et l'utilisation d'un modèle aléatoire Logit¹⁵. L'hétérogénéité des préférences, leur asymétrie et la non-linéarité des attributs de la qualité de l'eau en lien avec l'eutrophisation sont examinées.

Les auteurs mettent en évidence, de manière constante et cohérente, l'existence de préférences asymétriques : une aversion à la perte des attributs de qualité de l'eau avec une valeur attribuée aux pertes plus grandes que celle des gains correspondant.

Cette analyse est appliquée au problème de l'eutrophisation en Finlande qui réduit les possibilités récréatives des eaux de surface : le phosphore limite la croissance des algues dans la plupart des eaux continentales alors que c'est l'azote qui est le facteur limitant des zones côtières. Les attributs de l'eutrophisation sont utilisés pour définir le *status quo* dans la méthode des expériences de choix (clarté de l'eau, booms algaux, espèces de poissons, plantes aquatiques) qui pourraient aussi être intégrées aux politiques de gestion.

¹⁵ Les modèles, Logit, Probit et Tobit sont des modèles économétriques de régression

Concernant le consentement à payer (CAP), si on suppose des préférences symétriques pour l'augmentation ou la réduction de la qualité de l'eau, on surestime les CAP pour les améliorations et on sous-estime les CAP pour les détériorations.

On observe aussi une hétérogénéité significative des préférences pour la qualité de l'eau et une corrélation entre les mesures subjectives et objectives (scientifiques) de la qualité de l'eau. Cette évaluation diverge cependant quand la qualité de l'eau est mauvaise, la qualité perçue étant alors souvent meilleure que la qualité observée.

Dans le cas présenté, une approche de modélisation symétrique conduit à des estimations de bien-être biaisées. L'étude démontre que des alternatives individuelles au *status quo*, basées sur la perception, sont une option faisable dans les expérimentations de choix pour des biens familiers et facilement observables tels que la qualité de l'eau. Basés sur ces constatations, les politiques centrées sur la prévention de la détérioration de la qualité de l'eau (blooms d'algues bleues-vertes et diminution de la clarté de l'eau) conduisent à des gains de bien être plus élevés. En dépit de l'utilisation de la perception de la qualité de l'eau comme référence, les résultats permettent d'identifier les valeurs des changements de qualité des eaux mesurées scientifiquement et qui peuvent être utilisés comme support à la gestion de la ressource eau.

8.2.3.4.2. Participation aux programmes de réduction des émissions

Ma et al, 2012, abordent le problème du consentement des agriculteurs à modifier leurs pratiques (travail du sol, cultures intermédiaires, nature et allongement des rotations, réduction des fertilisations N et P) en participant à des programmes de paiement pour services environnementaux (PSE). Le consentement à participer est examiné au travers d'enquêtes de préférence et les auteurs appliquent un modèle à double obstacle (double hurdle model) constitué d'un modèle Probit¹⁶ pour étudier le consentement à s'impliquer dans les programmes et un modèle Tobit pour analyser la surface implémentée. Ce modèle à double obstacle permet de connaître quel est le niveau de participation aux programmes en distinguant les agriculteurs qui ont décliné leur participation en raison du faible niveau de compensation de ceux qui ne sont pas intéressés du tout. Les auteurs utilisent une enquête de préférence unique établie sur 1700 agriculteurs du Michigan, USA. Plusieurs formes fonctionnelles de modèles permettent de modéliser la participation des agriculteurs aux programmes. Pour la décision d'adoption, un modèle de réponse binaire est traité par un modèle Probit. Comme une variable continue doit être sélectionnée pour le niveau de participation (la surface implémentée), c'est un modèle Tobit qui est utilisé. Le modèle d'obstacles permet ainsi de traiter les deux étapes de la mise en place des programmes de mesures : l'adoption et l'importance de l'implication. Le modèle double obstacle permet de révéler les différences entre les attributs qui motivent la décision de participation ou pas, et le niveau insuffisant de rémunération. Il en ressort que ceux qui pensent bénéficier de l'écosystème et ceux qui ont des pratiques similaires à celles proposées sont plus enclins à participer (moindre coût additionnel, risque perçu moindre). Le consentement à participer est généralement favorisé par le niveau de formation et l'expérience passée dans un programme PES antérieur. Si la décision de considérer le programme est motivée par la faisabilité et des facteurs de sensibilisation, la décision sur la surface à implémenter (modélisée par la régression Tobit) est motivée principalement par un critère coût-bénéfice (i.e. le niveau de subvention). Les grandes exploitations (celles pour lesquelles l'agriculture représente l'essentiel de leurs revenus) impliquent plus de surfaces. Le premier modèle Probit suggère que le consentement des exploitations à considérer les programmes PSE dépend principalement des caractéristiques de l'exploitation et de l'agriculteur (attitude environnementale, expériences dans les programmes de conservation, d'éducation) et que la décision d'y participer est principalement dictée par des critères de rémunération et de coût-efficacité. Le deuxième modèle Tobit montre que les décisions sur l'intensité d'implication dépendent plus de l'offre de paiement, du critère

¹⁶ Cf 6

coût-bénéfice et du bénéfice marginal de l'adhésion. Deux facteurs communs interviennent aux deux étapes : la perception de la performance environnementale du programme proposé et l'ordre dans lequel sont présentés les programmes aux enquêtés. Comprendre les processus de décision est une précondition essentielle pour concevoir des programmes environnementaux efficaces. Les nouvelles perspectives offertes pour les politiques graduées peuvent aider à leur mise en place et permettre d'identifier les exploitations dont la participation ne pourra être résolue que par des compensations plus élevées. Le ciblage des exploitations et les coûts relativement faibles des programmes de sensibilisation doivent permettre un ciblage des exploitations avec fort impact environnemental dans les zones sensibles. Un des résultats de l'étude réalisée par Ma et al. (2012) est qu'il est préférable de mettre en place des programmes performants sans options alternatives : plutôt un programme avec des services environnementaux globaux qu'un programme avec ces mêmes services mais additionnels. Ces travaux offrent des perspectives nouvelles sur la façon de faciliter la participation des exploitations agricoles aux programmes PES en utilisant des stratégies différenciées et progressives.

8.2.3.5. Réglementation

Les standards ou normes sur les inputs (engrais ou effluents) sont traités dans plusieurs travaux académiques. On peut ainsi citer Metcalfe, (2002), qui aborde les questions de compétitivité et de réglementations environnementales pour contrôler la gestion des effluents d'élevage dans le secteur du porc aux Etats Unis, au Canada et dans l'Union Européenne. L'auteur développant un modèle de marché conclut qu'un accroissement potentiel de la réglementation environnementale au Canada et aux Etats Unis aurait des effets limités sur la compétitivité relative des exportations de porc de ces pays. Les réglementations européennes, plus contraignantes, réduiraient significativement la compétitivité de l'UE et permettrait aux Etats Unis et au Canada d'accroître leurs parts de marché pour les produits à base de porc. L'auteur suggère aussi une harmonisation multilatérale des réglementations environnementales qui bénéficierait alors aux producteurs européens. Doole, (2010), quant à lui s'intéresse à l'élevage laitier en Nouvelle Zélande et y évalue l'efficacité et le coût de normes différenciées sur les inputs afin de réduire la pollution par les nitrates provenant de l'élevage. En contraste avec les études précédentes, l'hétérogénéité des exploitations est explicitement considérée grâce à l'intégration de nombreux modèles d'exploitations calibrés sur les données de référence permettant ainsi une analyse de politiques différenciées. L'auteur considère alors que l'application des fertilisants azotés ne devrait pas être ciblée étant donné son rôle mineur dans la détermination des émissions. En revanche, l'intensité de l'élevage est considérée comme une base appropriée pour la réglementation étant donné sa forte corrélation avec la charge polluante. Doole (2010) utilise un modèle conceptuel pour comprendre l'effet des normes simulées dans le modèle empirique et leur application à un bassin versant hétérogène. L'application empirique démontre l'avantage à baser les réglementations sur les inputs qui sont les plus corrélés avec les émissions des exploitations. L'autre résultat intéressant de cette étude est l'avantage à avoir des réglementations simultanées pour éviter des effets de substitutions entre inputs et diminuer leur productivité marginale. Une réduction de 30% du lessivage d'azote entraîne une réduction du profit de 18% alors qu'une réduction du lessivage de 50% provoque une réduction du profit de 48%. Aussi les coûts de politiques de réduction des pollutions doivent être bien évalués au regard de leurs bénéfices attendus, permettant ainsi de définir les objectifs politiquement et économiquement faisables.

L'enseignement global de cette étude est la mise en évidence de la nécessité de prendre explicitement en considération l'hétérogénéité des exploitations dans l'évaluation des instruments économiques de politique de contrôle des pollutions diffuses. En raison de la disparité des pentes des courbes de coût de réduction parmi les exploitations, une politique différenciée aux niveaux de régulation demandés, est plus coût-efficace pour atteindre les objectifs sociétaux d'une qualité améliorée de l'eau.

8.2.3.1. Mélange d'instruments économiques

8.2.3.1.1. Règlementation et marché des surplus d'effluents d'élevage

Arata, (2013) analyse les effets économiques sur les exploitations laitières en Italie (Emilie-Romagne et Lombardie) de la mise en place de la directive européenne sur les Nitrates (91/676/EC) en utilisant un modèle en programmation mathématique. L'étude simule deux scénarios de réponse des exploitations à la directive : réduction du cheptel et création d'un marché des effluents. Les résultats de simulation montrent l'importance de la création et de l'utilisation d'un marché des effluents pour vendre l'azote des surplus d'élevage afin de réduire les effets négatifs de la directive sur le revenu des exploitations. L'option de réduction du cheptel est désavantageuse car elle cause une chute plus grande du revenu, qui, pour certaines exploitations, peut atteindre un tiers. Ces résultats confirment l'idée générale dans la théorie du bien-être (Welfare theory), qu'un marché est plus efficace que des contraintes sur les quantités.

8.2.3.1.2. Instruments de politiques publiques + incitations financières+ standards environnementaux

Dietz (1991) resitue la question des effluents d'élevage aux Pays-Bas où l'accroissement rapide des élevages a modifié la nature des effluents d'un état d'input valorisable à un simple produit de déchet. Ceci est particulièrement vrai pour les parties Sud et Est du pays où des exploitations spécialisées d'élevage porcin et de volaille se sont concentrées sur des sols sableux. Comme ces exploitations possèdent généralement très peu de terres, elles dépendent d'une alimentation importée, avec pour conséquence un épandage des effluents à des quantités telles qu'il en est résulté de sérieux problèmes environnementaux : l'eutrophisation des eaux de surface par les émissions de phosphate, la pollution des nappes par le lessivage des nitrates et enfin l'acidification par les émissions d'ammoniaque.

Le gouvernement des Pays Bas a développé une politique en matière d'effluents d'élevage pour contrebalancer ces effets sur l'environnement qui visait à une réduction progressive de l'utilisation des effluents sur les terres agricoles sans réduire la taille du cheptel national : réduction progressive des quantités d'effluents épandues (équivalent phosphate de 125 kg/ha à 350 kg/ha selon les cultures), taxe limitée pour les excès d'effluents calculés à partir de standards. Un fond « effluents » a porté sur une réduction du P et N dans l'alimentation du bétail, le transport des excès dans les zones déficitaires et le développement d'usines de traitement des effluents.

Dans cette publication Dietz (1991) fait une analyse de cette politique et y révèle au moins trois défauts fondamentaux qui la rendent insuffisante et inefficace. Le premier concerne les limites d'une politique uniquement dédiée aux effluents d'élevage et non à l'ensemble des éléments fertilisants et autres sources de phosphore. Pour l'auteur il est illusoire de vouloir régler le problème des excès d'azote par une politique ciblée sur le phosphore. La deuxième critique porte sur la législation qui limite la production d'effluents (quotas d'effluents qui sont devenus des droits à la production d'effluents) alors que le problème environnemental est lié, non à leur production, mais à leur application (méthodes et quantités). Les quotas s'avèrent superflus avec le transport possible entre zones excédentaires et déficitaires permettant d'éviter une taxe sur les surplus. La troisième critique porte sur les choix des instruments de politique : le niveau des taxes est trop faible pour s'attendre à des changements de pratiques des agriculteurs et aucune subvention n'est prévue alors qu'un ensemble de taxes et aides bien choisies amèneraient les agriculteurs à changer de pratiques. Des propositions sont faites par l'auteur pour supprimer les défauts de la politique actuelle des effluents : standards environnementaux prenant en compte les besoins des plantes et pertes possibles, haut niveau de taxes et plus d'attention portée sur le problème de définir un mélange d'instruments de politique qui soit à la fois efficace et efficient pour limiter les problèmes environnementaux causés par les effluents. L'auteur défend l'idée que l'utilisation d'incitations financières dans la réglementation peut substantiellement améliorer l'efficacité de la politique. Enfin, les principales conséquences économiques de la politique proposée doivent être examinées tant pour le secteur public que le secteur agricole.

8.2.3.1.3. Politiques basées sur les quotas/ha + réductions des quantités appliquées + taxe ad valorem pour N et P différenciée ou non entre éléments

Burkart, (2012) développe un système de modélisation à l'échelle d'un bassin versant pour évaluer des scénarios de politiques alternatives de réduction des nutriments (taxation ad valorem des engrais N et P séparément ou pas, de 10 à 20%, application de quotas par hectare et réductions uniformes des quantités appliquées). Un modèle microéconomique d'utilisation des fertilisants est estimé en utilisant les données à l'échelle des exploitations (prix et caractéristiques spatiales détaillées des sols et terres). Les résultats sont interfacés avec un modèle physique de bassin versant (modèle SWAT) pour prédire les changements de qualité de l'eau suite à la mise en place des politiques envisagées. Les simulations mettent en évidence des effets différents des politiques simulées sur la qualité de l'eau des lacs, selon leur localisation. L'utilisation d'un quota permet une baisse des pollutions à l'exutoire légèrement supérieure lorsque les réductions sont faibles, mais une taxe est plus efficace pour de plus grandes réductions. Les réductions de phosphore au niveau des sous bassins sont variables, permettant ainsi une priorisation des politiques basée sur des compromis pertinents.

8.2.3.1.4. Mélange d'instruments et stratégie de leur mise en place

Eckerberg et Forsberg, 1996 examinent la mise en place des instruments de politique pour réduire la charge en éléments nutritifs vers les systèmes aquatiques : comment différents types d'instruments politiques et de structures de leurs mises en place peuvent affecter le comportement des agriculteurs vers des pratiques moins polluantes? Une stratégie politique est définie par une certaine combinaison d'instruments politiques, un instrument politique étant défini comme un choix autoritaire de moyens pour accomplir un certain but. Une stratégie politique est définie par le concept de structure de mise en place permettant de décrire les arrangements organisationnels.

Les auteurs distinguent trois stratégies de politiques avec leurs instruments associés :

- une stratégie de régulation basée sur l'intervention publique avec les permis, les normes et règles, les interdictions et sanctions,

- une stratégie de marché avec comme instruments les incitations, les taxes, les prix de régulation et une stratégie communicative basée sur l'information, le conseil, l'éducation et la négociation. Cette structure de mise en place (ou arrangements institutionnels) peut inclure différentes autorités (environnementales, sectorielles) ou des groupes d'intérêts privés et peut être plus ou moins centralisée. Les trois caractéristiques de cette structure de mise en place sont analysées :

La stratégie de régulation indique comment l'état peut influencer le comportement des agriculteurs (et propriétaires forestiers) là où la stratégie de communication laisse la décision aux jugements individuels. La stratégie marché repose sur le secteur privé et l'état pour initier des instruments économiques, mais c'est l'individu qui décide pour lui comment y répondre. Les auteurs considèrent l'utilisation des instruments de politiques comme une clef de compréhension du succès ou échec de la mise en place de la politique. Sont abordées les perspectives top-down et bottom-up dans le processus d'implémentation.

La théorie de l'implémentation sert de cadre pour étudier comment les acteurs publics et privés utilisaient les stratégies de politique réglementaire, de marché et de communication dans leur tentative de combattre cette pollution.

Un cas d'étude est choisi dans la baie de Lahholm sur la côte ouest de Suède, une des zones les plus polluées dans le sud du pays où un programme d'action a été lancé en 1986. Malgré un consensus entre acteurs sur le problème de politique en soi, des désaccords subsistent sur les moyens de sa mise en place et comment les coûts doivent être supportés. Alors que les sources ponctuelles ont maintenant largement été traitées, la pollution diffuse dans cette baie continue de s'accroître mais cet accroissement proviendrait des zones de forêt, et la non-atteinte des objectifs de réduction de 50% y est considérée comme un échec. Ont été mis en évidence l'absence de prise en compte des fluctuations du climat dans les calculs, l'atténuation des instruments de régulation initiaux et le manque de règles strictes avec possibilités étendues de pénalités et d'incitations substantielle. Il est ainsi mis en évidence la nécessité de revoir la construction des instruments de politique afin qu'ils soient plus efficaces. Sont préconisées des solutions standard complétées par des programmes plus spécifiques, sur des bassins

plus réduits prenant en considération la diversité des conditions locales pour leur mise en place et la définition de solutions *ad hoc*. La préférence des propriétaires agricole et forestiers est largement ciblée pour la stratégie de communication, puis les solutions de marché et ensuite la réglementation. Leur participation aux programmes est conditionnée aux économies qu'ils permettent de réaliser. Les financements limités pour combattre les pollutions diffuses (contrairement aux pollutions ponctuelles) sont soulignés.

8.2.3.2. Sélection d'instruments économiques (pollutions ponctuelles et diffuses)

8.2.3.2.1. Analyse des coûts de traitement du phosphore

Alaouze, (1999), s'intéresse aux blooms d'algues toxiques bleues-vertes qui affectent les rivières Barwon et Darling (Australie). Les facteurs tenus responsables du bloom sont un usage accru de l'eau pour l'irrigation, la sécheresse et la pollution par les nutriments, principalement le phosphore des stations d'épuration et d'autres sources ponctuelles notamment pendant les périodes d'étiage.

L'auteur développe un modèle pour trouver, parmi les sources ponctuelles, une allocation optimale du traitement du phosphore sur les rivières pour un nombre défini de positions géographiques impactées par les blooms. Le modèle est résolu pour deux périodes contiguës : une première période avec des flux bas mais suffisants pour prévenir les blooms d'algues et des débits nuls ou intermittents en fin de période, et une deuxième période pendant laquelle la rivière est utilisée pour des activités récréatives. Au-delà d'un certain seuil de concentration en phosphore, un traitement supplémentaire est nécessaire pour la distribution en eau et lors des périodes à fortes charges en phosphore, la valeur récréative est réduite entraînant des pertes de revenus issues du tourisme. Les solutions optimales sont calculées pour une courbe de coût marginal de pollution continue et discontinue. Cette discontinuité au point où la charge en phosphore entraîne une perte de valeur récréative est importante.

Bien que le coût de la pollution soit inconnu, les résultats suggèrent que si les coûts marginaux de traitement du phosphore sont faibles, le niveau d'équilibre du phosphore est probablement inférieur à celui qui causerait une perte de valeur récréative des rivières.

Loomis (2008), explore le sujet de l'utilisation de l'évaluation non-marchande comme aide à la sélection d'instruments économiques de contrôle de la pollution. Si les techniques de valorisation non marchande permettent d'estimer correctement la pente de bénéfice marginal sur la courbe de réduction, alors cette information associée aux estimations des coûts unitaires d'engineering ou des coûts de réduction marginaux peut fournir une information utile aux décideurs politiques dans leur choix entre redevance et permis à polluer. Une revue de la littérature montre que les méthodes de préférence établies et révélées ont été utilisées pour évaluer les pentes des fonctions de bénéfice marginal d'une réduction des pollutions. Pour investiguer l'efficacité des permis *versus* redevance, une revue des coûts de réduction marginale est faite par l'auteur et appliqué au cas des polluants de l'air. La pente de la courbe de bénéfice marginal, bien plus grande que celle de la courbe des coûts marginaux de réduction suggère que les redevances/taxes seraient un instrument économique plus efficace.

8.2.3.2.2. Politique de réduction des externalités dans plusieurs milieux environnementaux

Key, 2007 considère les implications économiques et environnementales d'une régulation des émissions d'azote dans l'eau et l'air par les politiques axées sur un ou plusieurs compartiments de l'environnement pour le cas de l'industrie du porc aux USA. En théorie, les politiques qui traitent d'une pollution dans un compartiment pourraient aggraver la pollution dans d'autres compartiments des milieux. L'auteur examine ainsi les arbitrages suivant les politiques visant à corriger une externalité dans un compartiment environnemental quand de multiples externalités environnementales sont en jeu.

L'évaluation est faite à partir d'un modèle en programmation mathématique positive¹⁷. Sont analysées séparément et conjointement : les restrictions des surfaces d'application de l'azote en accord avec les dernières obligations adoptées par l'EPA (Agence de Protection de l'Environnement) avec la loi sur l'eau et les restrictions hypothétiques de qualité de l'air avec la loi sur l'air, les deux avec et sans aides EQIP (EQIP : Programme d'Aide pour la Qualité de l'Environnement) du département américain de l'agriculture disponibles pour limiter les coûts de conformité avec les réglementations sur les nutriments. Les résultats montrent les arbitrages environnementaux et économiques qui peuvent advenir dans le cas de politiques ciblant un seul milieu environnemental.

8.2.3.2.3. Politique croisée de gestion des émissions d'azote par l'eau d'irrigation

Knapp, 2008 s'attaque à la question de l'hétérogénéité spatiale dans le cas des émissions d'azote en systèmes agricoles irrigués en abordant les complémentarités azote-eau et les effets croisés des politiques au travers d'un système d'optimisation dynamique de gestion de l'eau et de l'azote. Un ensemble de fonctions de production avec des seuils et une réduction de production est estimé à partir de données expérimentales et l'auteur observe une convergence rapide vers un état stationnaire. La variabilité spatiale est ensuite analysée au travers de tests spécifiques. Les effets sur les valeurs optimales de différents prix de l'eau sont analysés et les émissions d'azote évaluées. La variabilité du milieu est le principal facteur des charges en azote. L'approche la plus efficace pour minimiser l'impact des émissions est ainsi de réduire d'avantage les quantités d'eau que les doses d'azote du fait de la variabilité spatiale. Le contrôle de l'émission d'azote est réalisé principalement au travers de la réduction des apports d'eau, illustrant un fort effet de politique croisée. Des niveaux significatifs de conservation de l'eau et de contrôle de la pollution par les nitrates sont atteints à des coûts relativement bas avec les systèmes traditionnels d'irrigation et les conditions initiales de concentration.

8.2.3.2.4. Systèmes de culture, variabilité et lessivage de l'azote

L'étude présentée dans le papier de Power, 2001 a pour but d'évaluer l'efficacité des systèmes de culture actuels vis-à-vis de l'émission de l'azote vers la ressource en eau dans le but de développer des technologies améliorées des systèmes de culture. La plupart de la recherche est concentrée sur l'évaluation de l'efficacité des composants des systèmes de culture (engrais, hersage, contrôle de l'eau du système de culture et variabilité des sols et du climat). Les résultats montrent que les tests actuels du nitrate dans les sols prédisent de manière fiable les quantités d'azote nécessaires pour contrôler les risques environnementaux et économiques pour la production de cultures. La rotation maïs-soja permet en général un meilleur contrôle du risque qu'une monoculture de maïs bien que les deux peuvent conduire à un lessivage d'azote excessif. Le travail du sol, en particulier le travail du sol sur billon est le meilleur moyen pour réduire le risque. Le drainage par tuyaux enterrés limite les taux de nitrate dans l'eau souterraine, mais la contribution des eaux de drainage peut accroître le taux de nitrate dans les eaux de surface. Les systèmes d'irrigation par sprinklers permettent un meilleur contrôle de l'eau que l'irrigation gravitaire à la raie parce que la quantité et la variabilité spatiale de l'eau appliquée est réduite.

Les systèmes de culture actuels ont deux principales faiblesses : des champs entiers sont gérés de façon uniforme, en ignorant la variabilité inhérente des sols à l'intérieur d'un champ et (ii) les taux de fertilisation azotée et les pratiques de nombreux champs sont décidés en considérant des conditions météorologiques normales voire optimales, pour la saison à venir. Ces deux faiblesses peuvent contribuer au lessivage d'azote sur tout ou partie des champs.

La variabilité de l'efficacité technique des exploitations influence la performance environnementale probablement autant que l'adoption ou non de bonnes pratiques environnementales (BMPs, cf. ci-dessus). Tamini, et Larue (2012) utilisent une fonction de distance des intrants (FDI) pour évaluer

¹⁷ Programmation mathématique positive : La différence essentielle de la programmation mathématique positive (PMP) par rapport à la programmation mathématique linéaire (PML) réside dans la spécification de fonctions non linéaires, permettant ainsi de calibrer de manière exacte les modèles et d'éviter les discontinuités caractérisant les résultats de modèles en PML.

empiriquement et analyser les efficacités techniques et environnementales de 210 exploitations localisées dans le bassin versant de Chaudière au Québec, où les problèmes de qualité de l'eau sont particulièrement graves à cause d'externalités (nutriments lessivés) produites de façon jointe avec les produits agricoles.

Les données sur les charges en phosphore, azote et sédiments sont simulées avec un modèle hydrologique permettant de calculer les quantités lessivées à partir d'unités hydrologiques homogènes correspondant à la situation de l'exploitation. Une corrélation positive est trouvée entre l'efficacité technique et environnementale. Une réduction du phosphore lessivé entraîne des coûts au niveau de l'exploitation. Les techniques et les efficacités environnementales sont désagrégées parmi les exploitations et prennent en compte les variations spatiales. Les résultats montrent qu'il y a une corrélation significative entre les deux efficacités. La FDI est utilisée pour calculer l'index cumulatif de productivité de Malmquist et l'index de Fisher. Les deux indices sont utilisés pour mesurer les changements de technologie, rentabilité, efficacité et productivité en réponse à l'adoption de deux BMPs sélectionnées (rotations, injection dans le sol des effluents liquides) dans le but de réduire la pollution de l'eau. Les différences sont significatives entre BMP concernant l'amplitude de leurs effets.

8.2.3.3. Probleme des coûts de transaction

Dans le cas des pollutions diffuses, du fait du nombre important d'acteurs impliqués (notamment agriculteurs), les coûts de transaction (CDT) lors de la mise en place d'une politique peuvent être considérables. Leur prise en compte est importante dans l'évaluation de politiques pour trois raisons principales : les CDT peuvent fausser l'évaluation de politiques alternatives pour atteindre des objectifs environnementaux aux moindres coûts en réduisant le niveau d'abattement optimal. Aussi leur prise en compte pourrait conduire à la conception de politiques et/ou d'organisations institutionnelles qui permettraient de les diminuer.

L'évaluation des coûts de transaction associés aux politiques alternatives visant réduire les pollutions diffuses devrait permettre d'expliquer la prévalence des politiques actuellement observées, et identifier les facteurs sous-jacents affectant ces coûts dans le cas des politiques environnementales. Cette question (associée aux demandes pour une analyse coût bénéfices des politiques), devient pertinente en période de restrictions budgétaires et d'aversion pour de nouveaux programmes résultant en une bureaucratie accrue

8.2.3.3.1. Coûts de transaction des politiques et rendement d'échelles

McCann, 2009 rapporte comment des plans globaux de gestion des nutriments dans le Midwest américain (incluant la gestion et le stockage du fumier et des effluents, les techniques d'application au sol, la gestion des nutriments et leur balance, l'enregistrement du plan d'épandage) ont été promus pour réduire les applications excessives d'engrais sur les exploitations d'élevage et ainsi améliorer la qualité des eaux. Le développement de ces plans a montré des rendements d'échelle croissants¹⁸ mais les coûts ne prenaient pas en compte le temps passé par l'exploitant. Les coûts de transaction impliquent : les coûts de recherche et d'information, les coûts de négociation et de décision, les coûts de suivi et d'exécution. A la fois les coûts de transaction et les coûts de réduction montrent des économies d'échelle en plus des économies d'échelle à la production.

L'auteur développe un modèle conceptuel pour analyser ces coûts : il y a des économies d'échelle associées aux coûts de réduction, de transaction (en partie due aux coûts fixes) qui impliquent que les coûts moyens décroissent avec la production. L'auteur avance la nécessité d'un plan de gestion des nutriments mieux adapté aux petites exploitations.

Des données d'une enquête d'exploitation sont utilisées pour caractériser l'importance et les déterminants des coûts de transaction d'un programme complet de gestion des nutriments (Midwest américain). Les analyses confirment que le temps passé par les exploitants pour les plans de gestion,

¹⁸ Les rendements d'échelle représentent l'accroissement de l'efficacité (faire avec moins de moyens) à la suite de l'augmentation des facteurs de production. Les économies d'échelle traduisent la baisse du coût moyen de production consécutive à une hausse de la production

présente des rendements d'échelle croissants. Ignorer les heures passées par les agriculteurs sur les plans de développement sous-estime les besoins en temps d'environ 10%.

8.2.3.3.2. Calcul des coûts de transaction

McCann et Easter, 1999 ont mesuré l'étendue des coûts de transaction associés aux politiques de réduction des pollutions agricoles diffuses.

Les interviews avec le personnel des agences gouvernementales ont été conduites pour estimer les coûts de transaction associés avec 4 politiques pour réduire la pollution agricole par le phosphore dans la rivière Minnesota. La taxe sur les engrais phosphate a le coût de transaction le plus bas (\$0.94 million soit 0.89 millions €), suivis par les programmes d'éducation sur les bonnes pratiques agricoles (\$3.11 million soit 2.81 million €), les exigences pour un travail du sol de conservation sur toutes les terres cultivées (\$7.85 million soit 7.10 million €), et l'accroissement d'un programme permanent de servitude sur les terres (\$9.37 million soit 8.48 million €).

Les taxes ainsi peuvent avoir des avantages par rapport aux coûts de transaction et de réduction. Les coûts de transaction dans le cas de pollutions diffuses agricoles sont affectés par plusieurs facteurs : le nombre d'agents affectés, la résistance à la politique, le niveau de réduction des pollutions, le cadre temporel impliqué ; l'aspect volontaire ou pas des acteurs, l'incertitude, la technologie pour les bonnes pratiques agricoles, la surveillance et les arrangements institutionnels.

8.2.3.4. Contrôle des émissions et innovation technologique

Higgins et Kendall, 2012 s'intéressent à l'utilisation des algues susceptibles de permettre des bénéfices environnementaux et économiques en traitant simultanément les eaux d'épuration et en produisant de l'énergie. Cette étude évalue le cycle de vie énergie, gaz à effet de serre, potentiel d'eutrophisation et coût des impacts de l'incorporation d'un ATS¹⁹ (épurateur par pelouse d'algues) dans le processus de traitement des eaux usées dans le cas d'une laiterie. Un inventaire cycle de vie et un modèle d'évaluation des coûts sont développés pour simuler un système de traitement ATS où les algues récoltées seraient utilisées pour produire du biogaz destiné à fournir de la chaleur et de l'électricité.

La modélisation des résultats montre que l'utilisation d'un épurateur par algues (ATS) réduit significativement les impacts de l'eutrophisation en diminuant la demande chimique en oxygène, l'azote et le phosphore dans l'eau d'épuration. Avec des taux de recyclage de l'eau lents et une productivité en algues élevée, l'introduction de l'ATS a pour conséquences un déplacement net de l'énergie et une réduction des émissions des gaz à effets de serre (GES) en comparaison à un système sans ATS.

Cependant si les taux de recyclage de l'eau sont élevés et avec une faible profondeur du convoyeur d'eau ou si les bio-solides algueux du digesteur sont séchés, on observe un net accroissement de l'énergie consommée et de l'émission des GES.

Le coût de traitement cycle de vie a été estimé à 1.42 US\$ (1.28€) par m³ d'eau traité. A ce coût, l'utilisation d'un ATS ne serait coût-efficace pour les laiteries que si elles recevaient une subvention pour l'amélioration de la qualité de l'eau de l'ordre de \$3.83 (3.46€) par kg d'azote et \$9.57 (8.65€) par kg de phosphore au travers par exemple de programmes d'échanges de nutriments. D'autres études sur l'évaluation économique du biodiesel à partir d'algues (Zangh et al., 2015 ; Pizarro et al, 2006) montrent que le système à base d'algues a des coûts de production plus élevés que le système de référence à base d'éthanol mais qu'il pourrait s'avérer intéressant avec les améliorations technologiques et l'optimisation des opérations. Par ailleurs le prix de vente est très sensible aux incitations économiques (qui pourraient faciliter l'introduction d'un marché du biodiesel à partir d'algues).

8.2.4. Analyses coûts-bénéfices et coûts- efficacités

Jean-Marie Lescot

¹⁹ Algal Turf Scrubber

Comme indiqué plus haut les pollutions diffuses posent un problème difficile à résoudre du fait que leur 'émission' n'est pas observable. Les transferts du polluant d'un champ donné comme leur devenir à l'exutoire du bassin versant comportent des incertitudes. L'efficacité des mesures visant à réduire ce type de pollution sont aussi aléatoires (variabilité des parcelles, des niveaux techniques des exploitations).

Qui plus est, les modèles utilisés pour simuler le transfert des polluants d'un champ vers les masses d'eau sont imparfaits et largement caractérisés par des incertitudes le plus souvent non évaluées.

Comme pour les pollutions ponctuelles, l'information sur les mesures de réduction et leur coût est asymétrique entre les exploitations et le régulateur public. Certaines pratiques (comme la gestion des fertilisants) sont difficiles à observer rendant l'application de politiques ou de mise en place de contrats difficiles ou coûteux.

Dans ces conditions, savoir quels instruments de politique peuvent permettre un contrôle le plus coût-efficace devient une question empirique qui dépend de la façon dont la politique est conçue (cible, politique de référence et choix d'incitations), de la disponibilité de l'information nécessaire et des exigences administratives. Une littérature étendue a ainsi évalué le coût-efficacité de différents instruments de politique pour réduire la pollution diffuse d'origine agricole.

8.2.4.1. Critères de succès des politiques de réduction

Roberts (2012) aborde le sujet de la réduction des flux de phosphore dans les lacs de Gippsland dans le sud-est de l'Australie, pour lequel un objectif de 40% a été au préalable établi par les acteurs pour améliorer la qualité de l'eau. Cet objectif, comme de nombreux autres autour du monde, a été établi principalement sur la base de préoccupations environnementales avec une considération limitée de certaines autres questions telles que la faisabilité technique, les contraintes socioéconomiques, les facteurs politiques et les coûts et bénéfices associés. Une analyse intégrée à l'échelle du bassin versant est réalisée pour évaluer les changements d'utilisation des terres agricoles nécessaires pour atteindre cet objectif et pour évaluer le coût-efficacité de ces changements. Basé sur les hypothèses utilisées, il apparaît d'après cet auteur, techniquement possible d'atteindre une réduction de 40% de la charge en phosphore entrant dans les lacs. Cependant la manière la moins coûteuse de l'atteindre demande environ 1 milliard de dollars australiens (680 millions d'euros) sur 25 ans, ce qui représente un accroissement dramatique des niveaux actuels de financement prévus pour ce programme. De plus, les résultats d'une analyse de sensibilité indiquent qu'il y a peu ou aucune chance qu'investir dans une réduction de 40% soit coût-efficace. D'un autre côté une réduction de 20% du phosphore pourrait être atteinte à un coût nettement plus bas, soit environ 80 millions de \$ (54 millions d'euros) sur 25 ans, impliquant des changements plus modestes. Pour l'auteur, il est peu probable qu'en s'appuyant sur une adoption volontaire, les « pratiques actuellement recommandées » puissent apporter des changements suffisants pour atteindre les cibles visées. Cet exemple montre que les programmes pour atteindre certains objectifs fixés *à priori* peuvent avoir des coûts extrêmement élevés.

Dans ce cas d'étude, la seule mise en vigueur des règlements existants pour l'industrie laitière serait parmi les stratégies de gestion les plus coût-efficaces.

Les principales implications de cette publication sont de montrer que pour les pollutions agricoles diffuses d'origine agricole, il y a un besoin de rétroaction entre la mise en place des objectifs et les coûts des programmes et d'une prise en considération de facteurs tels que les niveaux d'adoption des nouvelles pratiques nécessaires et la faisabilité d'atteindre ces niveaux d'adoption. Les coûts, l'adoption par les exploitants des nouvelles pratiques et les risques sociopolitiques apparaissent négligés dans la formulation de nombreux programmes sur la qualité de l'eau. L'étude montre aussi l'intérêt d'une approche pluridisciplinaire intégrée traitant des problèmes environnementaux complexes avec plusieurs décideurs, plusieurs acteurs et une haute incertitude. Sur l'évidence de cette étude, l'approche mérite d'être considérée dans d'autres contextes.

Balana et al. 2012 analysent l'effet de différentes largeurs de bandes enherbées pour atteindre différents objectifs de la DCE. Cette directive demande aux états membres de fixer des objectifs de qualité de l'eau et d'identifier les mesures d'atténuation coût-efficace pour atteindre le bon état dans

toutes les masses d'eaux. Cependant, les coûts et l'efficacité des mesures varient à la fois à l'intérieur des bassins versants et entre mesures, dépendant de facteurs tels que l'usage du sol et la topographie. L'objectif de cette étude est de développer un cadre d'analyse coût-efficacité pour intégrer les pertes de phosphore à partir des sols, la réduction potentielle de ces pertes en utilisant les bandes tampons le long des cours d'eau et d'en analyser les implications économiques. L'estimation des exportations de phosphore à l'échelle de la parcelle puis leur transfert est évaluée en fonction de classes de risque pour la culture (du fait de l'érosion) pour différentes classes de pentes. Les efficacités des bandes pour la rétention du phosphore ont été basées sur une méta analyse bibliographique. Le coût de mise en place des bandes tampons étaient calculées à partir de la marge brute perdue par l'exploitation. Un modèle d'optimisation intégrée de minimisation des coûts est développé et résolu pour différents objectifs de réduction dans le bassin versant de Rescobie Loch à l'est de l'Ecosse. Un objectif moyen annuel de réduction des transferts du phosphore de 376 kg vers le loch a été identifié pour atteindre le bon état. En supposant que toutes les parcelles en bord de cours d'eau ont initialement des bandes de 2m requises par le General Binding Rules (part de la DCE en Ecosse), le modèle a donné de bonnes prédictions des charges en phosphore et les résultats de modélisation montrent que les bandes enherbées seules peuvent permettre d'atteindre la réduction de phosphore requise (jusqu'à 54% du phosphore). Dans le scénario moyen sur les inputs de P, les coûts moyens varient entre £38 (50€) et £176 (231 €) par kg de P pour une réduction du phosphore de 10% et 54%. Cette approche s'est montrée utile pour explorer un ciblage coût effectif des mesures environnementales.

8.2.4.2. Prise en compte de la variabilité spatiale dans l'analyse coût-efficacité

Pour Konrad et al. (2014), le lessivage de l'azote issu de l'agriculture contribue de manière significative à l'eutrophisation des écosystèmes aquatiques terrestres et marins. C'est pourquoi de nombreuses études se sont focalisées sur la recherche de solutions coût-efficaces pour réduire cet effet. Les auteurs utilisent des données haute résolution pour identifier une réduction du lessivage d'azote qui soit coût-efficace et ciblée en optimisant la mise en place des mesures et leur localisation. Pour s'assurer que des mesures s'excluant mutuellement ne sont pas appliquées sur une même parcelle, les techniques de l'optimisation stochastique discrète sont mobilisées. L'analyse est appliquée sur le cas d'étude du Fjord Odense, où des données spatialisées permettent de saisir l'hétérogénéité spatiale des effets et les coûts des mesures de réduction de l'eutrophisation. Les différences entre les types de sols, leur capacité de rétention, et leur occupation actuelle sont des facteurs particulièrement importants pour expliquer la variation spatiale des coûts et des effets des mesures. L'analyse met en évidence l'importance d'appliquer des techniques d'optimisation discrète pour les analyses spatiales spécifiques. Cependant aucune classification explicite des mesures de réduction ou de leur organisation spatiale ne peut être donnée. Des modèles à l'échelle du paysage sont alors nécessaires pour identifier l'effort de réduction optimal. Les résultats montrent que le ciblage spatial offre une amélioration substantielle en termes de coût-efficacité en comparaison avec une régulation uniforme.

Gestion de la salinité pour un contrôle de l'eutrophisation dans une lagune

Bryhn, 2009 réalise une analyse générale multi attributs (AGMA) au moyen d'un système d'aide à la décision dans le but de classer différentes stratégies permettant d'atteindre une bonne qualité de l'eau au regard de l'état trophique et des conditions favorables à la sauvagine dans la lagune du Fjord de Ringkøbing au Danemark. Les stratégies de réparation incluent une réduction des apports de nutriments et la construction d'installations pour accroître les échanges d'eau entre le lagon et la mer. L'analyse a montré qu'il est essentiel de maintenir constant le niveau moyen annuel de salinité étant donné qu'un changement drastique de la salinité peut causer une destruction massive des macrophytes avec d'importants effets sur la qualité de l'eau et les populations de sauvagine. La construction d'une station de pompage d'eau salée et/ou d'une écluse pour accroître l'entrée d'eau de mer ont été trouvées coût-efficaces. Une réduction des nutriments plus poussée peut ne pas être coût-effective, du moins aux échelles de temps inférieures à 20 ans. L'utilité d'une réduction des nutriments est accrue avec la construction d'une écluse supplémentaire. Toutes les stratégies de remédiation, excepté la

décroissance de la salinité, ne devraient causer que des changements limités sur les variables ayant un effet sur la qualité de l'eau en comparaison avec l'alternative de ne rien faire.

Qualité des eaux et populations de poissons-conflits entre usagers

Bryhn, 2012 aborde les conflits d'intérêt environnementaux qu'il considère importants de prendre en compte dans la définition des politiques environnementales. Ce papier explore le lien quantitatif entre le traitement urbain des eaux résiduelles, l'eutrophisation des zones côtières et la biomasse en poissons dans le golfe méso-trophique de Riga. L'effet probable d'une mesure clairement définie à savoir un traitement amélioré des eaux usées urbaines sur la qualité de l'eau est étudié. Le coût d'implémentation comme l'effet attendu sur la biomasse en poissons sont aussi évalués. Les simulations utilisant le modèle (déjà publié) CostMab suggèrent que le bon état de qualité de l'eau selon la Directive européenne sur le milieu marin pourrait être atteint si le traitement des eaux résiduelles urbaines était amélioré aux normes des pays nordiques et allemands, et pas seulement autour du golfe de Riga mais aussi dans tout le bassin de drainage de la Baltique. La transparence de l'eau s'améliorerait : ainsi la profondeur à laquelle le disque de Secchi disparaît²⁰ doublerait tandis que le phosphore total et les concentrations en chlorophylle diminueraient respectivement de 54% et 53 %.

La baisse approximative attendue pour la biomasse en poissons est évaluée à 42% si le bon état de qualité (tel que défini par les directives européennes) devait être atteint. Par ailleurs, les modifications de la biomasse en poissons pourraient aussi être compensées par les variations d'autres déterminants importants (variables reliées au climat ou pression exercée par la pêche). L'étude estime que l'action de réduction du niveau trophique pourrait prendre environ 20 à 40 ans pour une stabilisation dans le golfe. Améliorer le traitement des eaux usées dans cette mesure coûterait entre 465 et 1118 millions d'euros par an et pourrait avoir des effets positifs conséquents sur la qualité de l'eau du golfe, mais pourrait aussi avoir des effets secondaires indésirables sur la biomasse totale en poissons.

Emissions d'azote atmosphérique

Cowell et Apsimon, 1998 abordent les émissions d'ammoniaque d'origine anthropogénique, et principalement d'origine agricole comme un contributeur important du dépôt d'azote global en Europe. Ce problème est en train d'être incorporé dans le développement d'un nouveau protocole international sur les émissions totales d'azote visant à protéger les écosystèmes naturels de l'acidification et de l'eutrophisation. Un modèle (MARACCAS) a été développé pour évaluer le coût-efficacité de mesures potentielles de réduction, principalement relatives à la gestion des déchets d'élevage et pour aider à la conception de stratégies de réduction efficaces. Les résultats indiquent que l'essentiel de la réduction possible peut être atteint à des coûts relativement faibles.

En analysant les mesures qui permettent des réductions conséquentes d'émissions coût-efficace, un ensemble de mesures directives a été identifié qui pourraient permettre des réductions significatives des oxydes d'azote NO(x) à des coûts compétitifs.

8.2.4.3. Mesures d'atténuation et hétérogénéité spatiale

Doole et Romera (2013) rappellent que les émissions d'azote d'origine élevage agricole sont dans de très nombreuses régions du monde une cause de dégradation de la qualité de l'eau et que leur gestion est compliquée en raison de leur variabilité qui dépend des influences climatiques et du sol. Ce papier compare les effets sur le lessivage de politiques basées sur les inputs et des restrictions directes afin d'atteindre les objectifs de 10 et 20% de réduction des charges d'azote dans le contexte des exploitations laitières basées sur le pâturage en Nouvelle-Zélande.

Les pratiques d'atténuation les plus importantes pour ces exploitations sont l'extensification (impliquant une réduction de l'application d'azote et du taux de chargement en bétail) et l'application

²⁰ La profondeur exacte à laquelle le disque de Secchi disparaît de la vue de l'observateur est une mesure de la transparence de l'eau qui est fortement liée à la propriété de l'eau de transmettre la lumière.

d'inhibiteurs de nitrification. Un modèle conceptuel stylisé, incorporant les deux sources de variabilité est utilisé pour identifier les implications de politiques alternatives.

Les résultats indiquent l'insuffisance générale des mécanismes basés sur les inputs pour l'améliorer la qualité de l'eau, étant donné la faible corrélation entre l'utilisation des inputs et le lessivage, la possible substitution entre inputs lors qu'ils ne sont pas restreints et l'échec à motiver l'utilisation de stratégies d'atténuation. De plus, la sortie du modèle, qui se base sur une simulation sur la période 1973-2006, indique que la variabilité inhérente de la qualité de l'eau, principalement due aux influences climatiques, peut être supérieure aux bénéfices d'une action de régulation pour toute année donnée.

8.2.4.4. Gestion simultanée des transferts de phosphore et de sédiments

Doole et al. (2013) analysent les stratégies pour réduire les exportations en phosphore et en sédiments dans deux bassins-versants australiens agricoles en utilisant un modèle non linéaire d'optimisation. Ce travail met en évidence une forte complémentarité dans la gestion des exports de phosphore et l'érosion des sols, ainsi que l'intérêt d'une nouvelle approche de leur gestion coût-efficace. Cette complémentarité s'explique par l'importance de l'adsorption du phosphore sur le sédiment et mets ainsi en exergue l'intérêt d'une gestion des rigoles et des fossés pour réduire les exportations de phosphore.

La relation entre les deux processus polluants est cependant asymétrique. Ainsi une réduction de 30% des exportations en phosphore est obtenue par une diminution des transferts de sédiments de 75% sur un bassin versant, alors qu'une diminution de 30% des exportations en sédiments permet d'atteindre seulement 12 % de réduction des exportations en phosphore sur un autre bassin. Les coûts d'abattement des sédiments sont faibles étant donné l'efficacité d'une gestion des fossés. Une réduction de 30% des exports de phosphore réduit le profit de 3-7 % alors qu'une réduction de 30% des sédiments réduit le profit d'environ 1%. Une gestion coût-efficace implique une gestion de l'usage du sol et des fossés spatialement différente. Globalement, cette recherche démontre la nécessité de déterminer si un phénomène (export de P *versus* érosion des sol) est plus important qu'un autre tout en reconnaissant le potentiel des pratiques d'atténuation à réduire des émissions multiples.

8.2.4.5. Politiques de réduction de l'azote et du phosphore en mer baltique

L'eutrophisation de la mer Baltique (enrichissement en nutriments qui s'est accompagné d'importants blooms d'algues toxiques et une turbidité de l'eau croissante) a entraîné une préoccupation croissante dans les pays limitrophes qui a suscité plusieurs programmes de restauration durant les quatre dernières décades avec de très nombreux travaux empiriques reportés dans la bibliographie. Depuis plus de 30 ans, les gouvernements du bassin de drainage de la mer baltique ont mis en œuvre des politiques pour réduire les charges en nutriments vers les eaux côtières pour combattre l'eutrophisation.

Au cours des dernières années, ces gouvernements sont tombés d'accord sur la définition d'un nouvel ensemble d'objectifs pour réduire les charges en nutriments.

La principale raison en était et reste une nouvelle et meilleure connaissance du lien entre charges en nutriments et transparence de l'eau en différentes parties de la mer. Un Plan d'Action de la Mer Baltique (PAMB) a alors défini un objectif de transparence de l'eau dans les différents bassins, des réductions sur les charges en nutriments pour atteindre les objectifs et un schéma de répartition des efforts de réduction entre pays limitrophes de la mer. En 1996, l'objectif était de réduire de moitié les charges en azote et phosphore vers la Baltique. Même si les conditions environnementales de la mer baltique se sont améliorées, la mer est loin d'être en situation de bon état écologique (Gren 2012).

Les principales études sur la mise en place des politiques pour la baltique ont mis en avant le manque de vision d'ensemble des coûts et bénéfices associés aux réductions de la pollution nécessaires pour une restauration de la Baltique. Ainsi l'analyse coût-efficacité de la politique environnementale mise en place pour atteindre les objectifs de concentration en nutriments de la mer Baltique n'a pas été évalué par les organisations nationales et internationales de la région.

Bryhn (2009) utilise un modèle dynamique bien établi de bilan de masse pour rechercher quelle réduction de la charge en phosphore total serait nécessaire pour atteindre l'objectif environnemental de restauration de l'état trophique de la mer baltique aux niveaux des années antérieures à 1960. Différentes options de réduction des charges en phosphore coût-efficace ont été étudiées. Améliorer le traitement des eaux usées urbaines dans le bassin versant pourrait, seul ou en combinaison avec l'interdiction des phosphates dans les lessives, être suffisant pour atteindre l'objectif environnemental défini à un coût annuel pour l'ensemble du bassin de 0.21-0.43 milliard d'euros. Un tel plan réduirait potentiellement la charge totale en phosphore de la mer baltique de 6,650 à 10,200 tonnes par an. En utilisant un modèle coût-efficacité spatialement distribué, Elofsson (2010) analyse les effets environnementaux d'une politique coût-efficace pour atteindre les objectifs du PAMB en prenant en compte les coûts d'une réduction conjointe des charges en azote et phosphore. Le coût marginal des réductions d'éléments fertilisants pour différentes parties de la Baltique est déduit, et les potentielles économies de coût à partir d'un permis d'échanges des charges en nutriment à l'échelle d'un bassin sont analysées. Les résultats montrent que la réalisation coût-efficace des objectifs de charge du PAMB peut impliquer une amélioration de la transparence de l'eau au-delà des niveaux cibles en raison d'une réduction conjointe de l'azote et du phosphore. Ceci suggère que les coûts peuvent être réduits par un ajustement des objectifs de réduction des charges à l'échelle du bassin, tout en atteignant les objectifs de transparence de l'eau. L'analyse montre qu'un bon fonctionnement des permis d'échange des charges peut réduire le coût total annuel pour atteindre des objectifs du bassin de 16% correspondant à 724 millions d'euros par an.

Elofsson (2012) évalue le programme national suédois sur l'azote et le phosphore au regard de ses coûts et efficacités. Cette évaluation est faite au travers d'une comparaison des mesures visant les nutriments mises en place au travers des décisions politiques environnementales de 1995 à 2002 (politiques avec objectifs nationaux et ceux du plan d'action pour la Baltique (BSAP). Les mesures coût effectives sont calculées en utilisant un modèle empirique en programmation mathématique incluant tous les pays adjacents de la mer baltique. Les calculs montrent que les mesures qui réduisent de façon conjointe l'azote et le phosphore sont à peine appliquées dans la politique actuelle et que les réductions dans le secteur agricole sont plus faibles que coût-effectifs. Les données indiquent de façon surprenante, que des réductions considérables ont été réalisés dans le bassin de la mer de Bothnie malgré le fait que qu'il n'y ait aucun objectif de réduction dans ce bassin.

Turner et al., (1999) rapportent aussi les résultats d'une étude sur les coûts et bénéfices d'une réduction de l'eutrophisation en mer Baltique. Une équipe interdisciplinaire de scientifiques ont estimé les charges en nutriments, leurs transferts potentiels dans tout le bassin de drainage et les coûts d'un ensemble d'options pour des mesures de réduction de ces flux de nutriments. L'approche DPSIR²¹, utilisée pour quantifier les pressions et l'origine des pollutions urbaines industrielles et agricoles met en avant l'absence de traitement des eaux d'épuration dans la partie est du bassin de la baltique. Les auteurs inventorient ensuite et examinent dans le contexte de la Baltique les défaillances du marché (externalités négatives) et des politiques (absence de politique de gestion des ressources pour les zones côtières ou très variables entre pays). Les modèles empiriques de budget pour l'azote et le phosphore ont été appliqués à l'échelle de la Baltique. La restauration des zones humides a été considérée comme un moyen efficace de réduire les flux de nutriments vers la mer. Plusieurs simulations simplifiées de réduction indépendante ou conjointe de l'azote et du phosphore ont été conduites. Si la réduction des inputs est la mesure la plus efficace, une uniformité des mesures n'est pas optimale du fait des situations différentes entre bassins. Les mesures de réduction envisagées concernaient : la réduction des apports dans le bassin (performance des stations d'épuration, limitation des engrais), le changement d'utilisation du sol permettant de limiter le lessivage des nutriments et la création de puits de nutriments (zones humides). Les résultats des coûts de réduction ont été comparés aux bénéfices de la dépollution obtenue à l'échelle du bassin de la baltique, pour évaluer l'intérêt d'accords internationaux

²¹ DPSIR : Forces, pressions, état, impacts, réponses.

entre les pays la bordant. Seuls ont été pris en compte les coûts à la source des émissions (et non le coût des impacts dans d'autres secteurs économiques). Les coûts ont été calculés à partir de méthodes économétriques et d'ingénierie. Dans ce contexte particulier, les mesures les moins coûteuses sont l'amélioration des performances des stations d'épuration, la limitation des apports d'engrais azotés et bien que plus élevées, également la construction de zones humides. Les coûts marginaux de réduction du phosphore tendent à être plus élevés que ceux de l'azote. Ces coûts par kg de phosphore réduits sont les plus faibles pour les stations d'épuration, suivi par les zones humides, tandis qu'ils sont relativement élevés pour le secteur agricole. Concernant les bénéfices, les résultats montrent que la plupart des pays semblent obtenir des bénéfices économiques à partir d'une réduction simulée de 50% d'azote associée à une politique de réduction du phosphore qui elle est très variable selon les pays.

Hyytiäinen et al (2015) développe et utilise un modèle bio économique spatialisé pour étudier la pollution trophique entre pays riverains de la mer Baltique. Des modèles de bassin versant, du milieu marin et d'économie, couvrant toute la région de la mer Baltique sont combinés pour évaluer, au niveau optimal, les coûts d'une réduction d'utilisation des fertilisants et les bénéfices apportés par une amélioration de la qualité de l'eau. Les bénéfices globaux du plan d'action de la Baltique (réduction des fertilisants) dépassent clairement ses coûts. Le coût total pourrait néanmoins être réduit au minimum de moitié, si la combinaison de mesures et les objectifs régionaux étaient planifiés sur une base coût-efficace spatialisée et si les réductions d'azote et de phosphore étaient mieux équilibrées. Les optimisations de politique, suggèrent cependant que le niveau optimal de réduction des fertilisants soit légèrement inférieur au niveau plus ambitieux envisagé par la convention sur la mer Baltique. Le gain de bien-être que permettrait un partage des coûts au niveau optimal de réduction des fertilisants suffisants pour tous les pays littoraux est évalué à 170 millions d'euros par an.

Gren et al. (1997) calculent le coût-efficacité d'une réduction de l'azote et du phosphore par différentes mesures (sur les apports, l'utilisation du sol et la rétention par les zones humides) mises en place dans les neuf pays entourant la mer baltique. Pour une réduction de 50% des charges, les résultats montrent une différence significative entre les coûts minimums de réduction des charges en azote et phosphore respectivement de l'ordre de 12000 millions et 3000 millions de couronnes suédoises par an (1300 millions et 324 millions d'euros). Il est montré aussi que le passage d'une politique coût-efficace de réduction des fertilisants à une politique où chaque pays réduit les charges en nutriments de 50% accroît les coûts totaux à la fois pour l'azote et de phosphore d'environ 300%. Les résultats sont cependant sensibles à plusieurs des hypothèses sous-jacentes et de ce fait, devraient être interprétés avec beaucoup de précaution.

Gren (1997), propose de présenter les coûts et bénéfices des réductions des charges en azote et phosphore vers la Baltique. Pour obtenir de telles estimations, une coopération interdisciplinaire entre chercheurs en économie, géographie, biologie marine et écologie a été mise en place. Le premier résultat de cet effort de recherche conjointe a été l'évaluation des bénéfices totaux d'une réduction de 50% des charges en azote et phosphore et les coûts associés évalués à 30,000 millions de couronnes suédoises/an (3250 millions d'euros/an). Les estimations indiquent aussi que les pays de la Baltique excepté l'Estonie, Lettonie, Lituanie and Pologne, obtiendraient des gains nets d'un programme mettant en place une allocation coût-efficace des mesures. Ce programme implique différents changements de pratiques agricoles, la construction de stations de traitement des eaux usées et la restauration des zones humides. Plusieurs hypothèses critiquent cependant ces résultats qui doivent donc être interprétés avec précaution.

Halkos et Galani (2014) fournissent une revue de la littérature sur les analyses coût-efficacité appliquées aux deux mers baltique et noire dont l'état de santé s'est détérioré depuis longtemps en raison de la hausse des apports de nutriments d'origine anthropique et non anthropique. Pour les auteurs, l'eutrophisation représente une pression environnementale globale qui nécessite une coopération internationale en matière d'information afin d'éviter des asymétries d'information. La construction d'un cadre législatif approprié, le développement de technologies de surveillance et la recherche scientifique devraient ainsi servir d'éléments aux interventions politiques. Le but de cette revue est d'évaluer les

efforts faits pour une gestion marine durable de ces mers, de rapporter les méthodologies suivies dans la construction des analyses coût-bénéfice et de préciser les incertitudes inhérentes à ces études en répertoriant les applications conduites. Les évaluations de coûts s'appliquant à différents programmes de mesures et dans des situations différentes ne sont évidemment pas comparables.

8.2.4.6. Changements climatiques et eutrophisation

Toujours dans le cadre d'une gestion coût-effective des nutriments Gren, (2010) analyse et calcule les impacts du changement climatique en prenant deux cas d'étude de lacs eutrophiques au sud-est de la Suède. Ces impacts sont calculés pour deux types d'objectifs : ceux actuels de réduction des apports de nutriments et ceux sur la qualité de l'eau suggérés par la DCE.

Un modèle en programmation stochastique est appliqué pour deux scénarios de changement climatique (affectant les charges en azote et phosphore) pour minimiser les coûts et atteindre les deux objectifs de réduction des polluants et de qualité de l'eau. Les résultats montrent des impacts significatifs sur les coûts de pollution et la définition de politiques pour les objectifs définis, avec des coûts très variables variant de zéro à 1 milliard de couronnes suédoises (0.1 milliard d'euros) par an. Le changement climatique peut ainsi en conditions favorables 'résoudre' le problème de qualité de l'eau en permettant d'atteindre l'objectif prédéterminé sans aucun besoin d'instruments politiques. Les résultats montrent l'importance de fixer des objectifs de qualité de l'eau qui soient plus robustes que les objectifs de réduction des apports de nutriments et ce pour différents impacts de changement climatique. Des politiques ciblant à la fois l'azote et le phosphore sont nécessaires pour atteindre les objectifs mais cela n'est pas vrai pour tous les bassins.

Whitehead, (2013) aborde aussi la question du changement climatique pour le bassin versant de la Tamise, principal réseau hydrographique du sud de l'Angleterre et source du principal approvisionnement en eau de Londres. Ce bassin de la Tamise est très vulnérable aux changements climatiques, à l'utilisation du sol et de la population. La rivière est eutrophe, avec des blooms d'algues significatifs et une concentration en phosphore importante. Cette concentration en P est d'ailleurs supposée être l'indicateur chimique principal de la santé de l'écosystème. Dans ce bassin, le phosphore provient de sources ponctuelles telles que les stations de traitement d'eaux usées et de sources diffuses telles que l'agriculture. Afin de prévoir la vulnérabilité de prochains changements, un modèle intégré de bassin versant pour le phosphore (INCA-P) a été appliqué au bassin hydrographique pour évaluer le coût-efficacité d'un ensemble de stratégies d'atténuation et d'adaptation. L'auteur évalue ainsi un ensemble de scénarios de changements climatiques (modèle atmosphérique KNMI) et d'intensification de l'agriculture associé à la construction d'un réservoir qui permettrait de réguler les débits et d'assurer l'alimentation en eau de Londres.

Il est montré que les scénarii de changements climatiques et d'usage du sol exacerberont les problèmes de qualité de l'eau, mais qu'un ensemble de mesures pourraient améliorer la situation. Ces options disponibles pour les régulateurs et opérateurs sont de trois ordres : réduction des pollutions d'origine agricole (fertilisation réduite, zones tampons, ...), traitement tertiaire au niveau des stations d'épuration pour réduire les niveaux rejetés à moins de 1mg/l, contrôle du phosphore entrant dans les stations d'épuration (détergents, lessives, etc.)

Une étude coût-efficacité a été entreprise pour comparer les bénéfices économiques de chaque mesure d'atténuation et pour évaluer les réductions de phosphore atteintes.

Les coûts directs privés résultant de la mise en place d'une politique ont un caractère local et réfèrent à des secteurs économiques spécifiques : ils représentent essentiellement les coûts financiers associés aux modifications de revenu. Ces coûts sont relativement faciles à identifier et à quantifier et représentent le principal objectif dans l'analyse CE. Cependant, au-delà des coûts privés, ces mesures entraînent des coûts administratifs (coût de gestion, et de mise en application) et d'autres coûts sociaux. Ces coûts indirects sont plus difficiles à évaluer. L'auteur fait le choix d'estimer les coûts affectant directement les agents et secteurs impliqués ainsi que les coûts d'investissements publics.

Pour le calcul des coûts par unité de réduction ou par pourcentage de réduction, l'auteur argue que leur estimation doit être basée sur le principe du coût d'opportunité qui incorpore les coûts directs et

indirects. Cependant leur calcul dépend de la disponibilité des données pour les différentes compositions des coûts. Ainsi, les valeurs qui sont utilisées ici proviennent de la littérature et sont ensuite agrégées à l'échelle du bassin versant de la Tamise. La mise en place des zones tampons est ainsi considérée comme la stratégie la plus coût-efficace mais elle ne permet pas à elle seule d'atteindre le niveau de réduction souhaité pour les concentrations en phosphore. Une réduction de la fertilisation de 20%, associée à un traitement tertiaire du phosphore en station d'épuration (pour obtenir en sortie 1mg/l) permettraient d'atteindre les objectifs de la DCE soit des concentrations de 0.12mg/l. Si la construction d'un réservoir est certes bénéfique pour la distribution d'eau de Londres et pour réduire sa vulnérabilité aux changements climatiques, celui-ci présente un risque d'être aussi un réservoir de phytoplancton et d'ensemencer le cours inférieur du fleuve lors de lâchers d'eau plus chaude.

8.2.4.7. Effets d'approches différentes de quantification sur l'analyse coût-efficacité

Gren et Destouni (2012) soulignent que la mise en place effective d'un accord international de réduction des fertilisants tel que le plan d'action pour la mer Baltique, demande une connaissance cohérente des niveaux de charge en nutriments actuels, une perception des coûts acceptables et l'équité dans les efforts ciblés de réduction de ces charges. Un cadre général est présenté pour identifier les implications d'une divergence des différentes approches pour quantifier les charges en fertilisants vis-à-vis des critères de coût et d'équité pour un accord international de réduction des transferts de fertilisants vers la Baltique. Les résultats indiquent que des divergences même relativement légères pour quantifier les charges en éléments fertilisants se traduisent par des différences relativement importantes des coûts de réduction à l'échelle des différents pays de la mer Baltique.

Le problème d'équité vis-à-vis des pays relativement plus pauvres qui doivent supporter des coûts substantiellement plus élevés (malgré les mécanismes de compensation en place) est abordé par les auteurs. Cette question s'applique tout autant à l'allocation des bénéfices entre pays riverains.

8.2.4.8. Politiques coût-efficaces de réduction de l'azote et du phosphore

Szoegé et al., 1996 s'intéressent aux mesures proposées par le Ministère de l'agriculture du Royaume Uni pour réduire la pollution de l'eau et reportent l'expérience d'une zone pilote consacrée à la pollution par les nitrates qui a été établie en 1990. Pour l'option de base il était demandé de suivre les fertilisations recommandées, de réduire la fertilisation en dessous de l'optimum économique, introduire une culture de couverture en hiver, de limiter l'apport de fumier à 175 kg/ha maximum, de ne pas épandre d'effluents en été et automne. Les agriculteurs étaient compensés entre 55 et 95 £/ha/an (65 et 112 €/ha/an) pour les pertes potentielles de revenu. Les options « premium » des mesures comportaient le changement des terres arables en prairie avec des subventions variant de 170 à 380£/ha/an (200 à 450 €/ha/an) selon les restrictions ou l'absence de la fertilisation et l'autorisation ou non du pâturage et 180 à 280 £ (210-330€)/ha/an pour le passage à l'agroforesterie. Les subventions variaient selon la productivité des terres dans les différentes zones sensibles. Si l'exploitant dépassaient 25% de conversion, les subventions « premium » étaient réduites d'environ 70% et si plus de 75% était convertis, alors le taux de subvention n'était plus que de 40% environ. Un modèle de régression à partir de données d'observation prenant en compte l'usage du sol, les conditions de drainage et la fertilisation est utilisé pour prédire la quantité d'azote lessivée. L'estimation des pertes par ce modèle n'est cependant pas totalement satisfaisante ($r^2=0.56$). Les coûts de transaction sont évalués entre 10 et 30% du coût total de mise en place d'une mesure. Les coûts unitaires de réduction du lessivage pour les zones sensibles varient entre 2 et 5 £ (1.2 et 6 €) /kg/ha/an (lessivage) et 2 à 3 £ (1.2 et 3.5 €) /mg-l-1/ha/an (concentration).

Les auteurs font ensuite une analyse coût efficacité des différentes options qui ont bénéficié d'incitations. La conversion en prairie avec une réduction de fertilisation limitée ou la transformation en agroforesterie non fertilisée apparaissent comme les mesures les plus coût-efficaces. L'option d'une réduction limitée des fertilisations seules, bien que coût-efficace, ne permet pas d'atteindre le niveau objectif de 50 mg/l. La conversion en prairie associée à une forte restriction de la fertilisation est moins

coût-effective que les autres options en raison des niveaux de subventions nécessaires pour faire adopter cette mesure par les exploitations.

Les mesures réglementaires par contre ont manifestement le potentiel d'être hautement coût-effective mais peuvent entraîner des coûts inacceptables pour les destinataires. Appliquées uniformément dans différentes situations, elles seront inefficaces comme simple instrument étant donné que les contraintes ne sont pas nécessaires pour certaines exploitations ; aussi des instruments ciblés spatialement montrent une performance bien meilleure.

Hökby et Soderqvist (2003) posent la question des services environnementaux : Sont-ils un luxe ou une nécessité ? Est-ce que les groupes de la population à faibles revenus sont relativement plus enclins à payer pour des améliorations de l'environnement que des groupes à haut revenus ? Les analyses sur la forme de la courbe environnementale de Kuznets et les commentaires sur la justice environnementale permettent à Hökby et Soderqvist d'aborder ces questions au travers d'une approche basée sur des enquêtes permettant de modéliser la demande de biens publics. Sont calculées des estimations des élasticités-revenu et élasticités-prix de la demande pour une réduction des effets d'eutrophisation dans le cas de la mer baltique. Les données de cinq études suédoises d'évaluation contingente sont utilisées. Les intervalles de confiance montrent cependant que la classification des services environnementaux comme nécessité n'est pas statistiquement significative. Les élasticités-revenu sur le consentement à payer sont estimées pour une large gamme de services écosystémiques en Suède et un premier résultat montre que le revenu tend à influencer le consentement à payer positivement et de façon significative. Les estimations de l'élasticité²² sont dans la plupart des cas supérieures à zéro, mais inférieures à l'unité, indiquant que les bénéfices des améliorations environnementales tendent à être distribués de manière régressive. Dans une analyse coût-bénéfice d'un projet proposant des améliorations environnementales, les questions de distribution nécessitent ainsi l'introduction d'une pondération ou d'au moins une analyse de sensibilité pour savoir comment cette pondération transformerait les décisions sur la profitabilité sociale du projet.

8.2.4.9. Taux d'actualisation dans l'analyse coût-bénéfice

Ludwig, (2005) met en avant la controverse sur l'utilisation de l'analyse Coût-Bénéfice (ACB) dans le domaine de l'environnement bien qu'elle soit utilisée largement par les gouvernements et institutions privées. La controverse est centrée sur le choix du taux d'actualisation, i.e. le processus de pondération des séquences de coûts et bénéfices au cours du temps. En effet les décisions touchant l'environnement ont des conséquences de long terme et l'utilisation d'un taux d'actualisation exponentiel constant donne plus de poids au présent qu'au futur. L'auteur met ainsi en avant des analyses économiques récentes montrant que le taux (exponentiel constant) doit être modifié pour prendre en compte les incertitudes sur les taux long terme. Il propose donc que les bénéfices soient analysés pour une gamme plausible d'hypothèses sur les taux long terme. Quand les bénéfices sont moyennés ainsi, alors les alternatives avec les taux les plus sévères ont un effet négligeable sur la moyenne après une longue période de temps. Ce réexamen des taux apporte un support aux politiques environnementales (de prévention ou d'atténuation). Les effets du choix du taux d'actualisation sont ensuite analysés sur trois exemples dont l'eutrophisation d'un lac.

8.2.4.10. Mesures hydrologiques et utilisation d'un modèle hydro-écologique pour une analyse coût-bénéfice

²² l'élasticité-prix (e_1) est le rapport entre la variation relative de la demande en service environnementaux et la variation relative du prix de ces services. $e = (dQ/Q) / (dP/P)$. L'élasticité-revenu (e_2) est le rapport entre la variation relative de la demande en ces services environnementaux et la variation relative du revenu des ménages. Les rapports e_1 et e_2 généralement négatifs sont compris ici entre 0 et 1, c'est-à-dire que lorsque le revenu augmente la demande en services écosystémiques augmente aussi mais dans une proportion moindre

Barendregt et al. (1992) prennent comme cas d'étude une zone humide (plaine de la rivière Vecht) aux Pays Bas où la végétation caractéristique de milieux mésotrophiques a disparu suite aux changements hydrologiques des nappes et à une eutrophisation des eaux de surface. Différentes options pour une gestion hydrologique visant à réduire l'eutrophisation et à stimuler les phases de succession méso trophiques caractéristiques de la végétation du marécage sont discutées et évaluées. Les impacts écologiques des plans de gestion sont estimés avec le modèle hydro-écologique ICHORS qui prend en compte les relations entre l'environnement abiotique et la présence d'hydrophytes et phreatophytes. Les résultats servent ensuite à définir des options de gestion accompagnées d'un bilan hydrique des polders.

Les coûts des options proviennent d'une étude antérieure et sont utilisés pour une analyse coût-bénéfice. Les solutions techniques hydrologiques telles que la purification de l'eau distribuée pourraient contribuer à la réduction de l'eutrophisation mais ne sont pas soutenables, et ne peuvent à elles seules régénérer les écosystèmes. Au contraire, les options impliquant la restauration de l'hydrologie originale conduiraient probablement à retrouver une végétation mésotrophique sur le long terme et seraient préférables d'un point de vue financier.

8.2.4.11. Zones humides et eutrophisation

Turner, 2001 traite de l'écosystème de zones humides, ressources environnementales parmi les plus menacées, alors qu'elles sont substantielles. Ce papier procède tout d'abord à l'évaluation des différentes fonctions de ces zones humides en termes de gain de bien être qu'elles procurent comme ressource multifonctionnelle générant plusieurs valeurs socio-économiques.

L'approche DPSIR est ensuite utilisée comme outil de cadrage avec comme principal objectif de faciliter la gouvernance de systèmes complexes comme la gestion des écosystèmes des zones humides, leur protection et gestion durable. Cette approche peut servir de point de départ à une compréhension commune entre chercheurs et la recherche de consensus sur la gestion de ces zones. Les impacts de différentes options de gestion et protection peuvent en principe être calculés avec l'aide d'indicateurs environnementaux sociaux et économiques.

Trois problèmes de gestion interdépendants sont ici abordés : l'eutrophisation de lacs peu profonds, l'élévation du niveau des mers, l'atténuation des risques d'inondation et les pressions anthropiques causées par le tourisme. Ces questions sont analysées dans le contexte de zones humides d'importance au niveau mondial, le Norfolk et les Suffolk Broads en Grande Bretagne. Dans ces zones et régions l'eutrophisation est causée par l'accroissement des charges en azote par pollution diffuse et par l'accroissement des charges en phosphore par pollution ponctuelle (rejets des stations d'épuration).

Trois challenges pour la politique de gestion de l'usage multiple des lacs peu profonds et rivières sont identifiés : tourisme soutenable, gestion du changement dynamique de l'écosystème, lutte contre l'eutrophisation et effets retours.

Une évaluation contingente (utilisant la méthode de révélation des choix -méthode OOHB) est réalisée pour évaluer les bénéfices d'une prévention des impacts par l'excès d'algues et le consentement à payer des ménages pour éviter les impacts spécifiques de l'eutrophisation sur la qualité de l'eau.

Dans le cas particulier de cette étude, le consentement à payer pour éviter les dégâts de l'eutrophisation varie entre 70 et 50 £ par ménage (83-59 €) et par an.

Les coûts d'ingénierie pour une mise en conformité des stations d'épuration aux normes environnementales sont évalués à partir d'une étude antérieure. La même approche d'évaluation contingente est suivie pour l'analyse des mesures d'atténuation contre les inondations et le relèvement du niveau de la mer.

Les conclusions de la recherche écologique-économique présentées devraient fournir une information essentielle pour soutenir le processus de régulation et de gestion dans ce parc quasi- national.

L'autorité compétente doit d'une certaine façon équilibrer la maintenance des droits de navigation publique, la conservation de la nature et la promotion du tourisme avec des paramètres des écosystèmes très dynamiques. A cause des conflits entre acteurs, actuels et potentiels, une procédure de prise de décision plus inclusive est actuellement en train d'être implémentée, nécessitant au

préalable un consensus pour la mise en place d'un plan commun pour ces zones humides. Une attention particulière doit être portée à la structure existante des acteurs, la connaissance environnementale locale et aux arrangements institutionnels locaux pour construire le processus de gestion potentielle.

8.2.4.12. Régénération et collapsus des écosystèmes

Peterson et al. (2003) utilisent un modèle de gestion de l'écosystème d'un lac pour démontrer comment des approches apparemment rationnelles peuvent conduire à des collapsus écologiques (scénario de crise écologique majeure caractérisé par un effondrement brutal des écosystèmes).

Le modèle volontairement simplifié (modélisation de la dynamique du lac, d'un processus d'apprentissage et d'un processus de prise de décision) permet de mettre en évidence l'effet de l'incertitude du modèle. Deux modèles de gestion du lac sont considérés (pour un lac à l'état oligotrophique et un lac eutrophique) puis évalués au vu des données annuelles d'état du lac.

L'objectif des politiques est d'optimiser la valeur actuelle nette moyenne du lac. Même dans le cas d'hypothèse optimiste de changement environnemental, de capacité d'apprentissage et de contrôle, les approches conventionnelles et de contrôle optimal n'arrivent pas à stabiliser la dynamique écologique et entraînent au contraire les écosystèmes dans des cycles de collapsus et régénérations.

Pour les auteurs, les scientifiques peuvent aider à une meilleure robustesse des politiques dans la gestion des écosystèmes en collectant une information provenant d'acteurs divers, en prenant en compte les incertitudes des modèles et en les testant à différentes échelles pour expérimenter de nouvelles pratiques. Les complexités politiques, sociales et économiques restent cependant souvent les obstacles les plus difficiles à franchir pour l'implémentation des politiques de gestion environnementale²³.

8.2.5. Conclusion

Il existe une abondante littérature qui aborde les questions relatives à la manière de concevoir au mieux des types particuliers d'instruments de contrôle de l'eutrophisation. On peut déjà remarquer que cette recherche s'adresse presque exclusivement aux pollutions diffuses ou ponctuelles d'origine agricole en Amérique du Nord et en Europe (Baltique notamment). Par ailleurs, la plupart des analyses explorent les impacts des politiques d'un point de vue *ex-ante* (i.e. simulations d'impacts de politiques qui n'ont pas été implémentées) à l'exception du cas de la Baltique emblématique à plusieurs égards. Cette mer représente un terrain d'étude privilégié des approches essentiellement empiriques mises en place il y a une trentaine d'années permettant ainsi d'avoir un recul sur les politiques de gestion qui ont été appliquées.

Les questions essentielles à se poser pour la mise en place de politiques efficaces et pas trop coûteuses pour lutter contre l'eutrophisation sont les suivantes : Qui cibler, quoi cibler et quel mécanisme utiliser ? puis ensuite comment évaluer ?

Il est évident qu'il est difficile de faire des comparaisons entre les résultats des différentes études tant les hypothèses, les cas et milieux d'étude varient considérablement. Lorsque sont pris en compte les différentes sources de pollution et leurs impacts sur l'environnement, les processus stochastiques de ces pollutions, l'hétérogénéité de leurs impacts, l'asymétrie d'information sur les coûts de contrôle des pollutions entre l'agence de régulation et les pollueurs doivent tout autant être considérés. Très peu d'études empiriques modélisent en effet plus d'une seule de ces caractéristiques.

8.2.5.1. Qui cibler ?

La première meilleure solution impliquerait de taxer tous les pollueurs. Mais dans ce cas, les coûts de transaction associés peuvent s'avérer excessifs. Par ailleurs, pourquoi faudrait-il cibler tous les pollueurs en leur appliquant uniformément les mêmes instruments alors que leurs contributions aux pollutions

²³ Pas d'économie dans ce papier néanmoins très intéressant. Bien qu'issu de la recherche biblio, il est probablement à écarter.

sont différentes ? Et s'il faut cibler un groupe de pollueurs, pourquoi alors ne pas considérer aussi les autres ?

Entre ces extrêmes, il existe cependant plusieurs possibilités de cibler différemment les pollueurs de manière optimale à des degrés variables dépendant de leurs structures de coût et de leurs impacts sur l'environnement. Coûts de transaction mis à part, les études empiriques montrent que les stratégies ciblées surpassent les stratégies indifférenciées avec des marges souvent substantielles. Au niveau de l'exploitation, une taxe ciblée sur l'usage d'un input peut cependant accroître l'usage d'autres inputs alternatifs non ciblés qui peuvent être tout autant nuisibles pour l'environnement. Au niveau du marché, une taxe peut affecter les prix des inputs et outputs et modifier la demande pour d'autres inputs dommageables pour l'environnement. C'est pourquoi il est aussi nécessaire de prendre en compte ces effets croisés lors du choix des instruments de contrôle.

8.2.5.2. Quoi cibler ?

La littérature empirique sur le sujet s'intéresse à la conception et à la performance des instruments appliqués aux inputs et pratiques agricoles ou aux émissions au niveau des exploitations. De nombreuses études concluent que le choix de l'instrument de base peut influencer significativement le coût efficacité de la politique agro-environnementale.

Les mécanismes basés sur les inputs sont en général insuffisants du fait de la substitution entre inputs s'ils ne sont pas tous restreints et en général de la faible corrélation entre les inputs et les quantités transférées. Les objectifs de qualité de l'eau sont aussi plus robustes que les objectifs de réduction des nutriments.

Dans le cas de l'eutrophisation, faut-il mettre en place des politiques ciblant l'azote et/ou le phosphore en priorité, ou les deux sans distinctions ? Cela dépendra aussi du contexte et de situations particulières. Les politiques limitées à un seul élément fertilisant sont en général peu efficaces pour limiter les pollutions diffuses (par exemple Dietz, 1991). Quant aux politiques de limitation des effluents, leur efficacité peut s'avérer limitée si leurs modes d'application ne sont pas aussi pris en compte. Les pollutions ayant souvent plusieurs causes, il est nécessaire de mettre en place des politiques croisées. Par exemple, cibler les quantités d'eau apportées par irrigation pour lutter contre les transferts d'azote ou bien lutter contre l'érosion pour réduire les exportations de phosphore. Cibler conjointement l'azote et le phosphore peut aussi permettre de réduire les coûts tout en améliorant l'efficacité des mesures de réduction des charges en nutriments (Elofsson 2010). La restauration des zones humides peut être aussi un moyen de réduire les flux de nutriments vers les cours d'eau.

8.2.5.3. Quel mécanisme ?

- **La réglementation (normes/standards) sur les inputs.** Comme indiqué plus haut, il est préférable d'avoir une réglementation simultanée et cohérente sur les inputs (azote et phosphore). La question se pose alors de savoir sur quelle base établir la réglementation : les apports d'engrais, d'effluents, la charge animale, autres ? La prise en compte explicite de l'hétérogénéité des exploitations peut amener à une politique différenciée vis-à-vis de la réglementation (mais alors peut se poser un problème d'équité). D'un autre côté, la sévérité des normes bien qu'efficace, risque aussi d'avoir des effets pénalisants sur l'efficacité économique et la production de certaines exploitations (cf. Mitchell, 2012).

Les méthodes basées sur le marché (permis échangeables) sont, d'un point de vue théorique, plus efficaces que les instruments basés sur la réglementation et les contraintes, qui peuvent cependant être aussi des instruments efficaces et même coût-efficaces. L'efficacité de marchés de permis à polluer peut-être cependant très variable selon l'hétérogénéité des sources de pollutions, des activités polluantes et de l'hétérogénéité des milieux (cf. Lankovski, 2008). Par ailleurs la définition du prix de ces permis reste un paramètre important pour le succès de cet instrument (Mitchell, 2011).

L'intérêt **des taxes** pour décourager les activités polluantes vient de la facilité à les mettre en place et de leurs coûts de transaction limités. Les taux applicables, comme le type de taxe ont par contre des effets sur leurs efficacités (leur niveau peut ne pas être suffisant pour faire changer les pratiques) et

peuvent aussi avoir des effets induits négatifs sur les coûts de production des activités agricoles. De plus, les taxes ne sont pas ciblées or pour les questions d'eutrophisation, on a bien souvent affaire à des problèmes circonscrits localement qui demandent des solutions spécifiques. Des taxes bien ciblées peuvent cependant réduire ces inconvénients.

Des subventions peuvent encourager des comportements respectueux de l'environnement et la mise en place de mesures, mais elles devront cependant être efficaces pour ne pas être inutilement coûteuses.

Ces subventions peuvent permettre d'améliorer l'efficacité de politiques en compensant par exemple des taxes élevées nécessaires à des changements. Le versement de subventions peut aussi être lié aux résultats obtenus à condition qu'ils soient mesurables ou observables. De telles solutions pourraient permettre de limiter les coûts des programmes de mesure (cf. Talberth, 2015).

Enfin un mélange d'instruments économiques basé sur des compromis pertinents peut s'avérer bien plus coût efficace que des instruments pris isolément.

Education et communication : Information, conseil, éducation, accompagnement, négociation ont un rôle non négligeable dans les changements de pratiques pouvant conduire à des pollutions.

8.2.5.4. Comment ?

De manière générale, toutes les mesures uniformes, visant par exemple une réduction de x% des émissions, sont en général peu efficaces et leur résultat reste fortement déterminé par les conditions spécifiques locales. Les agriculteurs qui ont des pratiques similaires à celles proposées pour réduire les pollutions seront plus enclins à participer aux programmes de réduction des émissions polluantes. D'autres facteurs joueront un rôle dans l'adhésion aux programmes et l'adoption des mesures par les agriculteurs dépendra ainsi largement de leur situation économique, des bénéfices économiques qu'ils peuvent en attendre (souvent les agriculteurs reçoivent une rémunération pour des pratiques qu'ils appliquent déjà et pour lesquelles le risque de mise en place (du fait qu'ils les ont déjà appliquées) reste limité. Les incertitudes sur le marché des denrées produites peuvent limiter leur adhésion à des programmes de mesures pour la bonne raison que leur intérêt économique en sera tout autant incertain (les subventions pour mise en place de mesure sont souvent aussi considérées comme un complément de revenu). La définition des objectifs des politiques doit être bien précisée. Bien trop souvent, des objectifs trop ambitieux et non applicables conduisent à des programmes qui ne sont pas du tout coût-efficaces (inefficaces car non mis en place à l'échelle souhaitée, et coûteux car mis en place en partie malgré tout). De même si les budgets alloués ne peuvent satisfaire la mise en place d'une politique à 100% alors mieux vaut un budget limité et ciblé avec une efficacité relativement plus élevée pour des coûts plus faibles qu'on cherchera à minimiser par le choix des actions à mener. Une gestion adaptative (par réactualisation des objectifs, des outils, des paramètres, en tentant des expériences) peut être alors une solution pragmatique et efficiente. La mise en place d'une politique de réduction des émissions polluantes devrait d'avantage prendre en compte le niveau d'adoption espéré, les coûts possibles et les risques plutôt que la consommation d'une enveloppe budgétaire. On peut souligner aussi l'intérêt d'une approche pluridisciplinaire intégrant les différents acteurs. L'implication des acteurs est nécessaire dès la définition des politiques et tout comme la prise en compte des conflits d'intérêt entre usagers de la ressource dans la définition des politiques environnementales.

Les modèles mêlant simultanément les aspects biophysiques et économiques devraient servir de base à la définition de programmes de réduction même s'il restera toujours des incertitudes, notamment celles liées à une connaissance imparfaite des phénomènes biophysiques et à la grande incertitude sur de nombreux paramètres mais il est inutile d'attendre de tout savoir pour agir.

Si optimiser les pratiques agricoles (fertilisation, irrigation) reste un des objectifs des programmes de réduction, il conviendra de prendre en compte l'hétérogénéité spatiale mais aussi le caractère variable des émissions, d'où l'importance des analyses de sensibilité.

Il conviendra aussi de cibler les échelles et parfois se poser la question de l'intérêt comparé de mesures modestes sur des espaces géographiques larges, ou plus ambitieuses sur des espaces plus restreints,

tous les instruments ciblés spatialement montrant généralement une performance meilleure (cf. Szoegé et Edwards, 1996).

Les solutions d'ingénierie écologique (zones tampons, zones humides) peuvent être des moyens de limiter les effets des pollutions sur le court terme. Certaines situations peuvent aussi susciter le développement de méthodes *ad-hoc* (i.e. écluses pour faire varier la salinité de l'eau d'une lagune, ...) Certaines nouvelles technologies (comme l'ATS) doivent être investiguées plus avant bien qu'elles ne soient pas en mesure de se généraliser.

8.2.5.5. Evaluer ?

Toute politique doit (ou devrait) être évaluée, et les bénéfices des programmes de mesures doivent être comparés aux coûts. L'usage de l'analyse coût-bénéfices (et/ou coût-efficacité) devra prendre en considération plusieurs de ses embûches (le taux d'actualisation, les méthodes d'évaluation des coûts et des bénéfices, les analyses de sensibilité) pour être un outil correct d'évaluation. L'analyse devra aussi considérer la variabilité spatiale et temporelle des coûts et bénéfices : la variabilité de la qualité de l'eau (dépendant aussi des conditions climatiques) doit être prise en compte dans l'évaluation de l'efficacité des mesures de remédiation. Le choix du taux d'actualisation dans le processus de pondération des coûts et bénéfices au cours du temps doit aussi prendre en compte les incertitudes sur les taux de long terme.

Ensuite il faudra considérer aussi quels types de coût il conviendra d'analyser : les coûts directs privés, les coûts indirects, les coûts publics. Comme on l'a vu, Whitehead (2013) conseille de travailler sur les coûts d'opportunité qui incorporent ces différents coûts. La prise en compte des économies d'échelle dans les coûts de réduction des émissions polluantes doit permettre de préciser les calculs. Les évaluations non marchandes peuvent aider à estimer les valeurs récréatives des eaux. Enfin, les évaluations de coûts s'appliquant à différents programmes de mesures et dans des situations différentes ne sont évidemment pas comparables. Donner des chiffres hors des contextes et sans connaissance des méthodes est dangereux, d'ailleurs les valeurs reportées dans Halkos et Galani, 2014 ou Gren et Elofson (1997) montrent qu'ils ne peuvent être comparées et a fortiori servir de valeur d'ancrage. En revanche des enseignements peuvent être tirés des réussites ou échecs dans des situations parfois fort différentes.

Pour conclure on retiendra que tout au long de cette analyse bibliographique, il a été mis en évidence l'absence de solutions idéales et l'intérêt de politiques ciblées, conçues pour des situations particulières. Ce sont bien souvent des instruments développés *ad-hoc* qui peuvent aider à résoudre les problèmes pour peu qu'ils aient été correctement identifiés, analysés et que les solutions envisagées aient été évaluées.

8.3. Références bibliographiques

- Aftab, A.; Hanley, N.; Kampas, A., 2007. Coordinated Environmental Regulation: Controlling Non-Point Nitrate Pollution while Maintaining River Flows. *Environmental and Resource Economics*, 38 (4): 573-593. 10.1007/s10640-007-9090-y
- Ahlroth, S., 2014. The use of valuation and weighting sets in environmental impact assessment. *Resources, Conservation and Recycling*, 85: 34-41. 10.1016/j.resconrec.2013.11.012
- Ahlvik, L.; Ekholm, P.; Hyytiäinen, K.; Pitkänen, H., 2014. An economic-ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea. *Environmental Modelling and Software*, 55: 164-175. 10.1016/j.envsoft.2014.01.027
- Ahlvik, L.; Hyytiäinen, K., 2015. Value of adaptation in water protection - Economic impacts of uncertain climate change in the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 116: 231-240. 10.1016/j.ecolecon.2015.04.027
- Ahlvik, L.; Pavlova, Y., 2013. A Strategic Analysis of Eutrophication Abatement in the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*, 56 (3): 353-378. 10.1007/s10640-013-9651-1
- Ahsan, D.A.; Roth, E.V.A., 2010. Farmers' perceived risks and risk management strategies in an emerging mussel aquaculture industry in Denmark. *Marine Resource Economics*, 25 (3): 14. 10.5950/0738-1360-25.3.309
- Ahtiainen, H.; Pouta, E.; Artell, J., 2015. Modelling Asymmetric Preferences for Water Quality in Choice Experiments with Individual-Specific Status Quo Alternatives. *Water Resources and Economics*, 12: 1-13. 10.1016/j.wre.2015.10.003

- Ahtiainen, H.; Vanhatalo, J., 2012. The Value of Reducing Eutrophication in European Marine Areas. A Bayesian Meta-analysis. *Ecological Economics*, 83 (1): 1-10. 10.1016/j.ecolecon.2012.08.010
- Akao, K.-I.; Managi, S., 2013. A Tradable Permit System in an Intertemporal Economy. *Environmental and Resource Economics*, 55 (3): 309-336. 10.1007/s10640-012-9628-5
- Alaouze, C.M., 1999. An Economic Analysis of the Eutrophication Problem of the Barwon and Darling Rivers in New South Wales. *Australian Economic Papers*, 38 (1): 51-63. 10.1111/1467-8454.00041
- Ancev, T.; Stoecker, A.L.; Storm, D.E.; White, M.J., 2006. The Economics of Efficient Phosphorus Abatement in a Watershed. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31 (3): 529-548.
<http://www.waeonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Anderson, D.M.; Andersen, P.; Bricelj, V.M.; Cullen, J.J.; Rensel, J.E.J., 2001. *Monitoring and management strategies for harmful algal blooms in coastal waters*. Unesco
- Anderson, D.M.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25 (4): 704-726. 10.1007/BF02804901
- Arata, L.; Peerlings, J.; Sckokai, P., 2013. Manure Market as a Solution for the Nitrates Directive in Italy. *New Medit: Mediterranean Journal of Economics, Agriculture and Environment*, 12 (2): 22-33.
http://newmedit.iamb.it/static_content,185,185,new-medit.htm
- Arheimer, B.; Torstensson, G.; Wittgren, H.B., 2004. Landscape planning to reduce coastal eutrophication: Agricultural practices and constructed wetlands. *Landscape and Urban Planning*, 67 (1-4): 205-215. 10.1016/S0169-2046(03)00040-9
- Atech, 2000. *Cost of algal blooms*. Canberra, ACT, Australia: Land and Water Resources Research and Development Corporation.
- Athearn, K., 2008. Economic losses from closure of shellfish harvesting areas in Maine. *University of Maine at Machias. Economic Value of Shellfish Conservation in Maine:*
- Aubry, C.; Barbier, R.; Lupton, S.; Pradel, M., 2014. Dimensions économique et sociotechnique de l'épandage des Mafor. *Rapport final de l'ESCo "Matières fertilisantes d'origine résiduaire*.
- Ayong Le Kama, A.; Pommeret, A.; Prieur, F., 2014. Optimal Emission Policy under the Risk of Irreversible Pollution. *Journal of Public Economic Theory*, 16 (6): 959-980. 10.1111/jpet.12085
- Backer, L.C., 2009. Impacts of Florida red tides on coastal communities. *Harmful Algae*, 8 (4): 618-622. 10.1016/j.hal.2008.11.008
- Balana, B.B.; Lago, M.; Baggaley, N.; Castellazzi, M.; Sample, J.; Stutter, M.; Slee, B.; Vinten, A., 2012. Integrating economic and biophysical data in assessing cost-effectiveness of buffer strip placement. *Journal of Environmental Quality*, 41 (2): 380-388. 10.2134/jeq2010.0544
- Barbier, E.B., 2007. Valuing Ecosystem Services as Productive Inputs. *Economic Policy*, (49): 177. 10.1111/j.1468-0327.2007.00174.x
- Barendregt, A.; Stam, S.M.E.; Wassen, M.J., 1992. Restoration of fen ecosystems in the Vecht River plain: cost-benefit analysis of hydrological alternatives. *Hydrobiologia*, 233 (1-3): 247-259. 10.1007/BF00016113
- Barton, D.N.; Saloranta, T.; Moe, S.J.; Eggstad, H.O.; Kuikka, S., 2008. Bayesian belief networks as a meta-modelling tool in integrated river basin management - Pros and cons in evaluating nutrient abatement decisions under uncertainty in a Norwegian river basin. *Ecological Economics*, 66 (1): 91-104. 10.1016/j.ecolecon.2008.02.012
- Bas, A.; Gastineau, P.; Hay, J.; Levrel, H., 2013. Environmental compensation using habitat and resource equivalency analysis. *Revue d'Economie Politique*, 123 (1): 127-157. 10.3917/redp.231.0127
- Batabyal, A.A.; Kahn, J.R.; O'Neill, R.V., 2003. On the Scarcity Value of Ecosystem Services. *Journal of Environmental Economics and Management*, 46 (2): 334-352. 10.1016/S0095-0696(02)00040-2
- Bateman, I., 2006. Cost-Benefit Analysis and the Prevention of Eutrophication. In: Pearce, D., ed. *Environmental Valuation in Developed Countries: Case Studies*. Cheltenham, U.K. and Northampton, Mass.: Elgar, 317-342
- Beaver, E.R., 2005. Adding benefits to Cost Assessment; a more balanced tool. 143-152
- Bell, S.S.; Tewfik, A.; Hall, M.O.; Fonseca, M.S., 2008. Evaluation of seagrass planting and monitoring techniques: Implications for assessing restoration success and habitat equivalency. *Restoration Ecology*, 16 (3): 407-416. 10.1111/j.1526-100X.2007.00308.x
- Billen, G.; Silvestre, M.; Grizzetti, B.; Leip, A.; Garnier, J.; Voss, M.; Howarth, R.; Bouraoui, F.; Lepisto, A.; Kortelainen, P.; Johnes, P.; Curtis, C.; Humborg, C.; Smedburg, E.; Kaste, O.; Ganeshram, R.; Beusen, A.; Lancelot, C., 2011. Nitrogen flows from European watersheds to coastal marine waters. In: Press, C.U., ed. *The European Nitrogen Assessment*. Cambridge University Press, 271-297
- Boháu, J.; Lipton, J., 2015. Environmental impact of the coal industry and resource equivalency method for environmental damage with ecological indicators. *Environmental Indicators*. 435-460. 10.1007/978-94-017-9499-2_26
- Bond, C.A.; Loomis, J.B., 2009. Using Numerical Dynamic Programming to Compare Passive and Active Learning in the Adaptive Management of Nutrients in Shallow Lakes. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 57 (4): 555-573. 10.1111/j.1744-7976.2009.01170.x
- Bontems, P.; Rotillon, G.; Turpin, N., 2005. Self-Selecting Agri-environmental Policies with an Application to the Don Watershed. *Environmental and Resource Economics*, 31 (3): 275-301. 10.1007/s10640-004-7593-3
- Borja, Á.; Galparsoro, I.; Solaun, O.; Muxika, I.; Tello, E.M.; Uriarte, A.; Valencia, V., 2006. The European Water Framework Directive and the DPSIR, a methodological approach to assess the risk of failing to achieve good ecological status. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 66 (1): 84-96. 10.1016/j.ecss.2005.07.021

- Bowen, R.E.; Riley, C., 2003. Socio-Economic Indicators and Integrated Coastal Management. *Ocean & Coastal Management*, 46: 13. 10.1016/S0964-5691(03)00008-5
- Boyle, K.J.; Poor, J.; Taylor, L.O., 1999. Estimating the Demand for Protecting Freshwater Lakes from Eutrophication. *American Journal of Agricultural Economics*, 81 (5): 5
- Breitbart, D.L.; Hondorp, D.W.; Davias, L.A.; Diaz, R.J., 2009. Hypoxia, nitrogen, and fisheries: integrating effects across local and global landscapes. *Ann Rev Mar Sci*, 1: 329-49. 10.1146/annurev.marine.010908.163754
- Brink, C.; van Ierland, E.; Hordijk, L.; Kroeze, C., 2001. Cost-effective emission abatement in europe considering interrelations in agriculture. *TheScientificWorldJournal [electronic resource]*, 1 Suppl 2: 814-821. 10.1100/tsw.2001.295
- Bruggeman, D.J.; Jones, M.L.; Lupi, F.; Scribner, K.T., 2005. Landscape Equivalency Analysis: Methodology for estimating spatially explicit biodiversity credits. *Environmental Management*, 36 (4): 518-534. 10.1007/s00267-004-0239-y
- Bryhn, A.C., 2009. Sustainable phosphorus loadings from effective and cost-effective phosphorus management around the Baltic Sea. *PLoS ONE*, 4 (5). 10.1371/journal.pone.0005417
- Bryhn, A.C., 2012. Estimated trophic state effects and abatement costs in connection with improved urban sewage treatment in the Gulf of Riga. *Journal of Environmental Engineering (United States)*, 138 (6): 663-672. 10.1061/(ASCE)EE.1943-7870.0000510
- Bryhn, A.C.; Jiménez, A.; Mateos, A.; Ríos-Insua, S., 2009. Multi-attribute analysis of trophic state and waterfowl management in Ringkøbing Fjord, Denmark. *Journal of Environmental Management*, 90 (8): 2568-2577. 10.1016/j.jenvman.2009.01.017
- Bryhn, A.C.; Sessa, C.; Håkanson, L., 2010. Costs, ecosystem benefits and policy implications of remedial measures to combat coastal eutrophication - a framework for analyses and a practical example related to the gulf of Riga. *Eutrophication: Ecological Effects, Sources, Prevention and Reversal*. 103-134
- Burkart, C.S.; Jha, M.K., 2012. Site-Specific Simulation of Nutrient Control Policies: Integrating Economic and Water Quality Effects. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 37 (1): 20-33. <http://www.waeonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Butusov, M.; Jernelov, A., 2013. *Phosphorus: An Element That Could Have Been Called Lucifer*. New York and Heidelberg: Springer
- Bystrom, O.; Andersson, H.; Gren, I.-M., 2000. Economic Criteria for Using Wetlands as Nitrogen Sinks under Uncertainty. *Ecological Economics*, 35 (1): 35-45. 10.1016/S0921-8009(00)00166-X
- Cacela, D.; Lipton, J.; Beltman, D.; Hansen, J.; Wolotira, R., 2005. Associating ecosystem service losses with indicators of toxicity in habitat equivalency analysis. *Environmental Management*, 35 (3): 343-351. 10.1007/s00267-004-4117-4
- Cai, W.-J.; Hu, X.; Huang, W.-J.; Murrell, M.C.; Lehrter, J.C.; Lohrenz, S.E.; Chou, W.-C.; Zhai, W.; Hollibaugh, J.T.; Wang, Y.; Zhao, P.; Guo, X.; Gundersen, K.; Dai, M.; Gong, G.-C., 2011. Acidification of subsurface coastal waters enhanced by eutrophication. *Nature Geoscience*, 4: 766. 10.1038/ngeo1297
- Canuel, E.A.; Cammer, S.S.; McIntosh, H.A.; Pondell, C.R., 2012. Climate Change Impacts on the Organic Carbon Cycle at the Land-Ocean Interface. *Annual Review of Earth and Planetary Sciences*, 40 (1): 685-711. 10.1146/annurev-earth-042711-105511
- Carpenter, S.R.; Bolgrien, D.; Lathrop, R.C.; Stow, C.A.; Reed, T.; Wilson, M.A., 1998. Ecological and economic analysis of lake eutrophication by nonpoint pollution. *Austral Ecology*, 23 (1): 68-79. 10.1111/j.1442-9993.1998.tb00706.x
- Carpenter, S.R.; Ludwig, D.; Brock, W.A., 2004. Management of Eutrophication for Lakes Subject to Potentially Irreversible Change. In: Rosser, J.B., Jr., ed. *Complexity in economics. Volume 3. Urban-economic models, evolutionary economics and ecologic-economic systems*. Elgar Reference Collection. International Library of Critical Writings in Economics, vol. 174. Cheltenham, U.K. and Northampton, Mass.: Elgar, 442-462
- Carstensen, J.; Andersen, J.H.; Gustafsson, B.G.; Conley, D.J., 2014. Deoxygenation of the Baltic Sea during the last century. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 111 (15): 5628-5633. 10.1073/pnas.1323156111
- Chang, N.N.; Shiao, J.C.; Gong, G.C., 2012. Diversity of demersal fish in the East China Sea: Implication of eutrophication and fishery. *Continental Shelf Research*, 47: 12. 10.1016/j.csr.2012.06.011
- Charlier, R.H., 2007. Green Tides on teh Brittany Coasts. *Environmental Research, Engineering and Management*, 3 (41): 7
- Charlier, R.H.; Morand, P.; Finkl, C.W., 2008. How Brittany and Florida coasts cope with green tides. *International Journal of Environmental Studies*, 65 (2): 27. 10.1080/00207230701791448
- Chebly, J.E., 2014. The Value of Water: Economics of Water for a Sustainable Use. *Economic and Social Review*, 45 (2): 207-222. <http://www.esr.ie/issue/archive>
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, 210: 30. 10.3354/meps210223
- Cofala, J.; Amann, M.; Klimont, Z., 2000. Calculating emission control scenarios and their costs in the RAINS model: Recent experience and future needs. *Pollution Atmospherique*, (163 SPEC. ISS.): 37-47
- Cowan, S., 1998. Water Pollution and Abstraction and Economic Instruments. *Oxford Review of Economic Policy*, 14 (4): 40-49. 10.1093/oxrep/grx063
- Cowell, D.A.; Apsimon, H.M., 1998. Cost-effective strategies for the abatement of ammonia emissions from European agriculture. 32 (3): 573-580. 10.1016/S1352-2310(97)00203-3
- Cruse, L.; Gillespie, R., 2008. The impact of water quality and water level on the recreation values of Lake Hume. *Australasian Journal of Environmental Management*, 15 (1): 21-29. 10.1080/14486563.2008.9725179

- Crepin, A.-S., 2007. Using Fast and Slow Processes to Manage Resources with Thresholds. *Environmental and Resource Economics*, 36 (2): 191-213. 10.1007/s10640-006-9029-8
- Cummins, R., 2012. Potential economic loss to the Calhoun Country oystermen Dolphin Talk.
- Daily, G., 1997. *Nature's services: societal dependence on natural ecosystems*. Island Press
- De Bie, M.J.M.; Middelburg, J.J.; Starink, M.; Laanbroek, H.J., 2002. Factors controlling nitrous oxide at the microbial community and estuarine scale. *Marine ecology progress series*, 240: 9
- de Groot, R.S., 1992. *Functions of nature : evaluation of nature in environmental planning, management and decision making*. Groningen: Wolters-Noordhoff BV
- de Groot, R.S.; Wilson, M.A.; Boumans, R.M.J., 2002. A typology for the classification, description and valuation of ecosystem functions, goods and services. *Ecological Economics*, 41 (3): 393-408. 10.1016/S0921-8009(02)00089-7
- de Haan, M.; Keuning, S.J., 1996. Taking the environment into account: the Namea approach. *Review of Income and Wealth*, 42 (2): 131-148. 10.1111/j.1475-4991.1996.tb00162.x
- de Jong, F., 2016. Ecological knowledge and North Sea environmental policies. *Environmental Science & Policy*, 55 (Part 3): 449-455. 10.1016/j.envsci.2015.08.018
- Diaz, M., 2012. Chapter 14: Agriculture's impact on aquaculture: Hypoxia and eutrophication in marine waters *Advancing the Aquaculture Agenda: Workshop Proceedings OCDE*: 275-318. OCDE
- Diaz, M.; Darnhofer, I.; Darrot, C.; Beuret, J.-E., 2013. Green tides in Brittany: What can we learn about niche–regime interactions? *Environmental Innovation and Societal Transitions*, 8 (Supplement C): 62-75. 10.1016/j.eist.2013.04.002
- Diaz, R.J.; Rosenberg, R., 2008. Spreading Dead Zones and Consequences for Marine Ecosystems. *Science*, 321 (5891): 926. 10.1126/science.1156401
- Dietz, F.J.; Hoogervorst, N.J.P., 1991. Towards a sustainable and efficient use of manure in agriculture: The Dutch case. *Environmental & Resource Economics*, 1 (3): 313-332. 10.1007/BF00367923
- Dimuro, J.L.; Guertin, F.M.; Helling, R.K.; Perkins, J.L.; Romer, S. A financial and environmental analysis of constructed wetlands for industrial wastewater treatment. *Journal of Industrial Ecology*, 18 (5): 631-640. 10.1111/jiec.12129
- Dodds, W.K.; Bouska, W.W.; Eitzmann, J.L.; Pilger, T.J.; Pitts, K.L.; Riley, A.J.; Schloesser, J.T.; Thornbrugh, D.J., 2009. Eutrophication of U.S. Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43 (1): 12-19. 10.1021/es801217q
- Doole, G.J., 2010. Evaluating Input Standards for Non-point Pollution Control under Firm Heterogeneity. *Journal of Agricultural Economics*, 61 (3): 680-696. 10.1111/j.1477-9552.2010.00259.x
- Doole, G.J.; Pannell, D.J., 2011. Evaluating Environmental Policies under Uncertainty through Application of Robust Nonlinear Programming. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 55 (4): 469-486. 10.1111/j.1467-8489.2011.00546.x
- Doole, G.J.; Romera, A.J., 2014. Cost-Effective Regulation of Nonpoint Emissions from Pastoral Agriculture: A Stochastic Analysis. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 58 (3): 471-494. 10.1111/1467-8489.12034
- Doole, G.J.; Vigiak, O.; Pannell, D.J.; Roberts, A.M., 2013. Cost-Effective Strategies to Mitigate Multiple Pollutants in an Agricultural Catchment in North Central Victoria, Australia. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 57 (3): 441-460. 10.1111/1467-8489.12003
- Douguet, J.-M.; O'Connor, M., 2003. Maintaining the integrity of the French terroir: a study of critical natural capital in its cultural context. *Ecological Economics*, 44 (2): 233-254. 10.1016/S0921-8009(02)00276-8
- Duarte, C.M.; Conley, D.J.; Carstensen, J.; Sánchez-Camacho, M., 2009. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts*, 32 (1): 29-36. 10.1007/s12237-008-9111-2
- Ducrottoy, J.-P.; Elliott, M., 2008. The science and management of the North Sea and the Baltic Sea: natural history, present threats and future challenges. *Marine Pollution Bulletin*, 57 (1-5): 8-21. 10.1016/j.marpolbul.2008.04.030
- Dumax, N.; Rozan, A., 2011. Les mesures de compensation : un indicateur du coût environnemental. *Revue juridique de l'environnement*, spécial (5): 115-123
- Dunford, R.W.; Ginn, T.C.; Desvousges, W.H., 2004. The use of habitat equivalency analysis in natural resource damage assessments. *Ecological Economics*, 48 (1): 49-70. 10.1016/j.ecolecon.2003.07.011
- Dunford, R.W.; Ung, P.B.; Cook, J.A.; Mauseth, G.S., 2005. Challenges in using habitat equivalency analysis for scaling compensatory restoration. 9928-9933. 10.7901/2169-3358-2003-1-791
- Dunne, E.J.; Coveney, M.F.; Hoge, V.R.; Conrow, R.; Naleway, R.; Lowe, E.F.; Battoe, L.E.; Wang, Y., 2015. Phosphorus removal performance of a large-scale constructed treatment wetland receiving eutrophic lake water. *Ecological Engineering*, 79: 132-142. 10.1016/j.ecoleng.2015.02.003
- Dupraz, P.; Latouche, K.; Turpin, N., 2009. Threshold Effect and Co-ordination of Agri-environmental Efforts. *Journal of Environmental Planning and Management*, 52 (5): 613-630. 10.1080/09640560902958164
- Dyson, K.; Huppert, D.D., 2010. Regional economic impacts of razor clam beach closures due to harmful algal blooms (HABs) on the Pacific coast of Washington. *Harmful Algae*, 9 (3): 264-271. 10.1016/j.hal.2009.11.003
- Eckerberg, K.; Forsberg, B., 1996. Policy Strategies to Reduce Nutrient Leaching from Agriculture and Forestry and Their Local Implementation: A Case Study of the Laholm Bay, Sweden. *Journal of Environmental Planning and Management*, 39 (2): 223-242. 10.1080/09640569612570
- EEA, 2005a. *The European Environment, state and outlook 2005*, 580.
- EEA, 2005b. *Sustainable use and management of natural resources*, 72.
- EEA, 2005c. *Household consumption and the environment* 72.

- EEA, 2006. EEA Glossary. In: EEA, ed.
- EEA, 2015. *State of Europe's seas*, 220.
- Efroymson, R.A.; Jager, H.I.; Hargrove, W.W., 2010. Valuing Wildlands. *Environmental Risk Assessment and Management from a Landscape Perspective*. 157-185. 10.1002/9780470593028.ch9
- Elofsson, K., 2003. Cost-Effective Reductions of Stochastic Agricultural Loads to the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 47 (1): 13-31. 10.1016/j.ecolecon.2002.10.001
- Elofsson, K., 2007. Cost Uncertainty and Unilateral Abatement. *Environmental and Resource Economics*, 36 (2): 143-162. 10.1007/s10640-006-9018-y
- Elofsson, K., 2010a. Cost-effectiveness of the Baltic Sea Action Plan. *Marine Policy*, 34 (5): 1043-1050. 10.1016/j.marpol.2010.03.003
- Elofsson, K., 2010b. The Costs of Meeting the Environmental Objectives for the Baltic Sea: A Review of the Literature. *Ambio*: 1-10. 10.1007/s13280-009-0005-8
- Elofsson, K., 2012. Swedish nutrient reduction policies: An evaluation of cost-effectiveness. *Regional Environmental Change*, 12 (1): 225-235. 10.1007/s10113-011-0251-8
- Elofsson, K., 2014. Climate Change and Regulation of Nitrogen Loads under Moral Hazard. *European Review of Agricultural Economics*, 41 (2): 327-351. 10.1093/erae/jbx031
- Evans, G.; Jones, L., 2001. *Economic impact of the 2000 red tide on Galveston County, Texas: A case study* College Station: Department of Agricultural Economics, Texas A&M University, 56.
- Fedra, K., 1985. A Modular Interactive Simulation System for Eutrophication and Regional Development. *Water Resources Research*, 21 (2): 143-152. 10.1029/WR021i002p00143
- Fezzi, C.; Hutchins, M.; Rigby, D.; Bateman, I.J.; Posen, P.; Hadley, D., 2010. Integrated Assessment of Water Framework Directive Nitrate Reduction Measures. *Agricultural Economics*, 41 (2): 123-134. 10.1111/j.1574-0862.2009.00430.x
- Fleming, L.E.; Kirkpatrick, B.; Backer, L.C.; Walsh, C.J.; Nierenberg, K.; Clark, J.; Reich, A.; Hollenbeck, J.; Benson, J.; Cheng, Y.S.; Naar, J.; Pierce, R.; Bourdelais, A.J.; Abraham, W.M.; Kirkpatrick, G.; Zaias, J.; Wanner, A.; Mendes, E.; Shalat, S.; Hoagland, P.; Stephan, W.; Bean, J.; Watkins, S.; Clarke, T.; Byrne, M.; Baden, D.G., 2011. Review of Florida red tide and human health effects. *Harmful Algae*, 10 (2): 224-233. 10.1016/j.hal.2010.08.006
- Fonyo, C.M.; Boggess, W.G., 1989. Coordination of public and private action. A case study of lake restoration. *Water Resources Bulletin*, 25 (2): 309-317. 10.1111/j.1752-1688.1989.tb03066.x
- Funtowicz, S.O.; Ravetz, J.R., 1993. The Emergence of Post-Normal Science. In: Von Schomberg, R., ed. *Science, Politics and Morality: Scientific Uncertainty and Decision Making*. Dordrecht: Springer Netherlands, 85-123. 10.1007/978-94-015-8143-1_6
- Gabrielsen, P.; Bosch, P., 2003. *Internal working paper Environmental Indicators: Typology and Use in Reporting*, 20.
- Gala, W.R.; Hill, R.W.; Hostetter, L.A., 2008. Use of Habitat Equivalency Analysis (HEA) to determine the environmentally superior project alternative. 1393-1401. 10.2118/111760-MS
- Gallopin, G.C.; Funtowicz, S.; O'Connor, M.; Ravetz, J., 2001. La science pour le xxi^e siècle : du contrat social aux fondements scientifiques. *Revue internationale des sciences sociales*, 168 (2): 239-250. 10.3917/riss.168.0239
- Georgi, M.D., 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine ecology progress series*, 225: 53-63. 10.3354/meps225053
- Giani, M.; Djakovac, T.; Degobbi, D.; Cozzi, S.; Solidoro, C.; Umani, S.F., 2012. Recent changes in the marine ecosystems of the northern Adriatic Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 115 (Supplement C): 1-13. 10.1016/j.ecss.2012.08.023
- Gibbons, S.; Mourato, S.; Resende, G.M., 2014. The Amenity Value of English Nature: A Hedonic Price Approach. *Environmental and Resource Economics*, 57 (2): 175-196. 10.1007/s10640-013-9664-9
- Gibbs, J.P., 2002. An Hedonic Analysis of the Effects of Lake Water Clarity on New Hampshire Lakefront Properties. *Agricultural and Resource Economics Review*, 31 (1): 39-46. 10.1017/S1068280500003464
- Gobin, A.; Jones, R.; Kirkby, M.; Campling, P.; Govers, G.; Kosmas, C.; Gentile, A.R., 2004. Indicators for pan-European assessment and monitoring of soil erosion by water. *Environmental Science & Policy*, 7 (1): 25-38. 10.1016/j.envsci.2003.09.004
- Gough, C.A.; Chadwick, M.J.; Biewald, B.; Kuylenstierna, J.C.I.; Bailey, P.D.; Cinderby, S., 1995. Developing optimal abatement strategies for the effects of sulphur and nitrogen deposition at European scale. *Water, Air, & Soil Pollution*, 85 (4): 2601-2606. 10.1007/BF01186226
- Grammatikopoulou, I.; Pouta, E.; Myrre, S., 2015. Exploring the determinants for adopting water conservation measures. What is the tendency of landowners when the resource is already at risk? *Journal of Environmental Planning and Management*. 10.1080/09640568.2015.1050551
- Gren, I.-M., 2001. International versus National Actions against Nitrogen Pollution of the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*, 20 (1): 41-59. 10.1023/A:1017512113454
- Gren, I.-M., 2004. Uniform or Discriminating Payments for Environmental Production on Arable Land under Asymmetric Information. *European Review of Agricultural Economics*, 31 (1): 61-76. 10.1093/erae/jbx031
- Gren, I.-M., 2010a. Resilience value of constructed coastal wetlands for combating eutrophication. *Ocean & Coastal Management*, 53 (7): 358-365. <https://doi.org/10.1016/j.ocecoaman.2010.04.015>
- Gren, I.M., 1999. Value of Land as a Pollutant Sink for International Waters. *Ecological Economics*, 30 (3): 419-431. 10.1016/S0921-8009(99)00007-5

- Gren, I.M., 2010b. Climate change and the Water Framework Directive: Cost effectiveness and policy design for water management in the Swedish Mälars region. *Climatic Change*, 100 (3): 463-484. 10.1007/s10584-009-9720-1
- Gren, I.M.; Destouni, G., 2012. Does divergence of nutrient load measurements matter for successful mitigation of marine eutrophication? *Ambio*, 41 (2): 151-160. 10.1007/s13280-011-0182-0
- Gren, I.M.; Elofsson, K.; Jannke, P., 1997a. Cost-effective nutrient reductions to the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*, 10 (4): 341-362. 10.1023/A:1026497515871
- Gren, I.M.; Lindahl, O.; Lindqvist, M., 2009. Values of mussel farming for combating eutrophication: An application to the Baltic Sea. *Ecological Engineering*, 35 (5): 935-945. 10.1016/j.ecoleng.2008.12.033
- Gren, I.M.; Savcavchuk, O.P.; Jansson, T., 2013. Cost-effective spatial and dynamic management of a eutrophied baltic sea. *Marine Resource Economics*, 28 (3): 263-284. 10.5950/0738-1360-28.3.263
- Gren, I.M.; Scharin, H., 2007. Efficient management of eutrophic coastal zones in theory and practice: An application on nitrogen reduction to the Stockholm archipelago. *Regional Environmental Change*, 7 (1): 27-35. 10.1007/s10113-007-0023-7
- Gren, I.M.; Söderqvist, T.; Wulff, F., 1997b. Nutrient reductions to the Baltic Sea: Ecology, costs and benefits. *Journal of Environmental Management*, 51 (2): 123-143. 10.1006/jema.1997.0137
- Grigalunas, T.A.; Opaluch, J.J.; Diamantides, J.; Woo, D.S., 2005. Chapter 11 : Eutrophication in the Northeast Shelf Large Marine Ecosystem: linking hydrodynamic and economic models for benefit estimation. In: T., H.; Sutinen, J., eds. *Sustaining large marine ecosystems: the human dimension*.
- Habas, E.J.; Gilbert, C.K., 1974. The Economic Effects of the 1971 Florida Red Tide and the Damage it Presages for Future Occurrences. *Environmental Letters*, 6 (2): 139-147. 10.1080/00139307409437354
- Halkos, G.E.; Galani, G.K., 2014. Cost-Effectiveness analysis in reducing nutrient loading in baltic and black seas: A review. *Journal of Environmental Management and Tourism*, 5 (1): 29-52. 10.14505/jemt.v5.1(9).03
- Hampton, S.; Zafonte, M., 2005. Calculating compensatory restoration in natural resource damage assessments: Recent experience in California. 833-844
- Hampton, S.; Zafonte, M., 2008. Discounting, risk, and uncertainty in natural resource damage assessments. 1157-1162. 10.7901/2169-3358-2008-1-1157
- Hanley, N., 1990. The Economics of Nitrate Pollution. *European Review of Agricultural Economics*, 17 (2): 129-151. 10.1093/erae/17.2.129
- Hansen, L.B.; Hansen, L.G., 2014. Can Non-point Phosphorus Emissions from Agriculture Be Regulated Efficiently Using Input-Output Taxes? *Environmental and Resource Economics*, 58 (1): 109-125. 10.1007/s10640-013-9693-4
- Hanson, D.A.; Britney, E.M.; Earle, C.J.; Stewart, T.G., 2013. Adapting Habitat Equivalency Analysis (HEA) to assess environmental loss and compensatory restoration following severe forest fires. *Forest Ecology and Management*, 294: 166-177. 10.1016/j.foreco.2012.12.032
- Hanson, D.A.; Britney, E.M.; Stewart, T.G.; Wolfson, A.W.; Baker, M., 2014. Restoration scaling of environmental damages in the face of a changing environment and uncertainty. 181: 491-502. 10.2495/EID140421
- Hasler, B.; Smart, J.C.R.; Fonnesbech-Wulff, A.; Andersen, H.E.; Thodsen, H.; Blicher Mathiesen, G.; Smedberg, E.; Göke, C.; Czajkowski, M.; Was, A.; Elofsson, K.; Humborg, C.; Wolfsberg, A.; Wulff, F., 2014. Hydro-economic modelling of cost-effective transboundary water quality management in the Baltic Sea. *Water Resources and Economics*, 5: 1-23. 10.1016/j.wre.2014.05.001
- Hein, L., 2006. Cost-Efficient Eutrophication Control in a Shallow Lake Ecosystem Subject to Two Steady States. *Ecological Economics*, 59 (4): 429-439. 10.1016/j.ecolecon.2005.10.021
- Helly, J.J.; Levin, L.A., 2004. Global distribution of naturally occurring marine hypoxia on continental margins in Deep-Sea Research (Part I). 51: 9
- Higgins, B.T.; Kendall, A., 2012. Life Cycle Environmental and Cost Impacts of Using an Algal Turf Scrubber to Treat Dairy Wastewater. *Journal of Industrial Ecology*, 16 (3): 436-447. 10.1111/j.1530-9290.2011.00427.x
- Hoagland, P.; Anderson, D.M.; Kaoru, Y.; White, A.W., 2002. The economic effects of harmful algal blooms in the United States: estimates, assessment issues, and information needs. *Estuaries*, 25 (4): 819-837. 10.1007/BF02804908
- Hoagland, P.; Jin, D.; Beet, A.; Kirkpatrick, B.; Reich, A.; Ullmann, S.; Fleming, L.E.; Kirkpatrick, G., 2014. The human health effects of Florida Red Tide (FRT) blooms: An expanded analysis. *Environment International*, 68: 144-153. 10.1016/j.envint.2014.03.016
- Hoagland, P.; Jin, D.; Polansky, L.Y.; Kirkpatrick, B.; Kirkpatrick, G.; Fleming, L.E.; Reich, A.; Watkins, S.M.; Ullmann, S.G.; Backer, L.C., 2009. The costs of respiratory illnesses arising from Florida gulf coast *Karenia brevis* blooms. *Environmental Health Perspectives*, 117 (8): 1239-1243. 10.1289/ehp.0900645
- Hoagland, P.; Scatista, S., 2006. The economic effects of harmful algal blooms. *Ecology of harmful algae*. Springer, 391-402. 10.1007/978-3-540-32210-8_30
- Hoegh-Guldberg, O.R.; Cai, E.S.; Poloczanska, P.G.; Brewer, S.; Sundby, K.; Hilmi, V.J.; S., J., 2014. The Ocean. In: Barros, V.R., C.B. Field, D.J. Dokken, M.D. Mastrandrea, K.J. Mach, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White ed. *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part B: Regional Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* Cambridge
- Hökby, S.; Söderqvist, T., 2003. Elasticities of Demand and Willingness to Pay for Environmental Services in Sweden. *Environmental and Resource Economics*, 26 (3): 361-383. 10.1023/B:EARE.0000003581.97411.75

- Houot, S.; Pons, M.-N.; Pradel, M., 2014. *Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier. Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA, CNRS, IRSTEA* 107.
- Houston, J.E.; Sun, H., 1999. Cost-Share Incentives and Best Management Practices in a Pilot Water Quality Program. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 24 (1): 239-252. <http://www.waeaonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Howarth, R.; Chan, F.; Conley, D.J.; Garnier, J.; Doney, S.C.; Marino, R.; Billen, G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (1): 18-26. 10.1890/100008
- Huang, L.; Smith, M.D.; Craig, J.K., 2010. Quantifying the Economic Effects of Hypoxia on a Fishery for Brown Shrimp *Farfantepenaeus aztecus*. *Marine and Coastal Fisheries*, 2 (1): 232-248. 10.1577/C09-048.1
- Hudnell, H.K., 2010. The state of U.S. freshwater harmful algal blooms assessments, policy and legislation. *Toxicon*, 55 (5): 1024-1034. 10.1016/j.toxicon.2009.07.021
- Huppes, G., 1988. New Instruments for Environmental Policy: A Perspective. *International Journal of Social Economics*, 15 (3-4): 42-50. 10.1108/eb014102
- Hyttiäinen, K.; Ahlviik, L.; Ahtiainen, H.; Artell, J.; Huhtala, A.; Dahlbo, K., 2015. Policy Goals for Improved Water Quality in the Baltic Sea: When do the Benefits Outweigh the Costs? *Environmental and Resource Economics*, 61 (2): 217-241. 10.1007/s10640-014-9790-z
- Hyttiäinen, K.; Huhtala, A., 2014. Combating eutrophication in coastal areas at risk for oil spills. *Annals of Operations Research*, 219 (1): 101-121. 10.1007/s10479-011-0879-2 10.1007/s10479-009-0674-5; Vesterinen, J., Pouta, E., Huhtala, A., Neuvonen, M., Impacts of changes in water quality on recreation behavior and benefits in Finland (2009) *Journal of Environmental Management*, 91 (4), pp. 984-994
- Iho, A.; Ribaud, M.; Hyttiäinen, K., 2015. Water protection in the Baltic Sea and the Chesapeake Bay: Institutions, policies and efficiency. *Marine Pollution Bulletin*, 93 (1-2): 81-93. 10.1016/j.marpolbul.2015.02.011
- Iwasa, Y.; Uchida, T.; Yokomizo, H., 2007. Nonlinear Behavior of the Socio-Economic Dynamics for Lake Eutrophication Control. *Ecological Economics*, 63 (1): 219-229. 10.1016/j.ecolecon.2006.11.003
- Jackson, L.E.; Rashleigh, B.; McDonald, M.E., 2012. Economic Value of Stream Degradation across the Central Appalachians. *Journal of Regional Analysis and Policy*, 42 (3): 188-197. http://www.jrap-journal.org/pastvolumes/most_recent.htm
- Jesinghaus, J., 1999. A European System of Environmental Pressure Indices, First Volume of the Environmental Pressure Indices Handbook. "The Indicators Part I." Introduction to the political and theoretical background. *Sustainable development in Europe*.
- Jiménez, A.; Mateos, A.; Bryhn, A.C., 2011. Selecting intervention strategies against eutrophication and the drastic decrease in bird abundance in Ringkøbing Fjord. *TOP*, 19 (2): 448-463. 10.1007/s11750-010-0136-x
- Jin, D.; Hoagland, P., 2008. The value of harmful algal bloom predictions to the nearshore commercial shellfish fishery in the Gulf of Maine. *Harmful Algae*, 7 (6): 772-781. 10.1016/j.hal.2008.03.002
- Jin, D.; Thunberg, E.; Hoagland, P., 2008. Economic impact of the 2005 red tide event on commercial shellfish fisheries in New England. *Ocean & Coastal Management*, 51 (5): 420-429. 10.1016/j.ocecoaman.2008.01.004
- Johnston, M.W.; Purkis, S.J.; Dodge, R.E., 2015. Measuring Bahamian lionfish impacts to marine ecological services using habitat equivalency analysis. *Marine Biology*, 162 (12): 2501-2512. 10.1007/s00227-015-2745-2
- Kahn, J.R., 1988. Measuring the economic effects of brown tides. *Journal of Shellfish Research*, 7 (1): 165
- Kealy, M.J.; Rockel, M.L.; Nicolette, J.P., 2005. Net environmental benefits analysis to evaluate mitigation alternatives for a pipeline siting. 5075-5078
- Kemp, W.M.; Testa, J.M.; Conley, D.J.; Gilbert, D.; Hagy, J.D., 2009. Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, 6 (12): 2985-3008. 10.5194/bg-6-2985-2009
- Kennedy, C.J.; Cheong, S.M., 2013. Lost ecosystem services as a measure of oil spill damages: A conceptual analysis of the importance of baselines. *Journal of Environmental Management*, 128: 43-51. 10.1016/j.jenvman.2013.04.035
- Keplinger, K.O.; Hauck, L.M., 2006. The Economics of Manure Utilization: Model and Application. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 31 (2): 414-440. <http://www.waeaonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Key, N.D.; Kaplan, J.D., 2007. Multiple Environmental Externalities and Manure Management Policy. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 32 (1): 115-134. <http://www.waeaonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Kirkpatrick, B.; Fleming, L.E.; Squicciarini, D.; Backer, L.C.; Clark, R.; Abraham, W.; Benson, J.; Cheng, Y.S.; Johnson, D.; Pierce, R.; Zaias, J.; Bossart, G.D.; Baden, D.G., 2004. Literature review of Florida red tide: implications for human health effects. *Harmful Algae*, 3 (2): 99-115. 10.1016/j.hal.2003.08.005
- Kitabatake, Y., 1982. Welfare Cost of Eutrophication-Caused Production Losses: A Case of Aquaculture in Lake Kasumigaura. *Journal of Environmental Economics and Management*, 9 (3): 199-212. 10.1016/0095-0696(82)90030-4
- Kitsiou, D.; Karydis, M., 2011. Coastal marine eutrophication assessment: a review on data analysis. *Environ Int*, 37 (4): 778-801. 10.1016/j.envint.2011.02.004
- Klauer, B.; Schiller, J.; Bathe, F., 2015. Concept for cost effective improvement of river morphology in the context of the European Water Framework Directive. *Journal of Environmental Planning and Management*, 58 (11): 1944-1960. 10.1080/09640568.2014.969833
- Kling, C.L., 2014. Luminate: Linking Agricultural Land Use, Local Water Quality and Gulf of Mexico Hypoxia. *European Review of Agricultural Economics*, 41 (3): 431-459. 10.1093/erae/jbu009

- Knapp, K.C.; Schwabe, K.A., 2008. Spatial Dynamics of Water and Nitrogen Management in Irrigated Agriculture. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (2): 524-539. 10.1111/j.1467-8276.2007.01124.x
- Kolman, P.; Brookes, J.; Hamilton, D., 2001. *Mixing in a small, artificially destratified Perth reservoir. Environmental engineering thesis 2001*: University of Western Australia.
- Konrad, M.T.; Andersen, H.E.; Thodsen, H.; Termansen, M.; Hasler, B., 2014. Cost-efficient reductions in nutrient loads; identifying optimal spatially specific policy measures. *Water Resources and Economics*, 7: 39-54. 10.1016/j.wre.2014.09.001
- Kosenius, A.-K., 2010. Heterogeneous Preferences for Water Quality Attributes: The Case of Eutrophication in the Gulf of Finland, the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 69 (3): 528-538. 10.1016/j.ecolecon.2009.08.030
- Kouzminov, A.; Ruck, J.; Wood, S.A., 2007. New Zealand risk management approach for toxic cyanobacteria in drinking water. *Australian and New Zealand Journal of Public Health*, 31 (3): 275-281. 10.1111/j.1467-842X.2007.00061.x
- Krivenko, C.T.; Moncheva, S.; Kremena, S.; Finenko, Z.; Oguz, Z.; Akoglu, E.; Timofte, F., 2011. *The Black Sea: Additional information on status of threatened ecological characteristics relevant to the Marine Strategy Framework Directive. 7th framework project Options for Delivering Ecosystem-Based Marine Management*.
- Kroeze, C.; Dumont, E.; Seitzinger, S., 2010. Future trends in emissions of N₂O from rivers and estuaries. *Journal of Integrative Environmental Sciences*, 7 (sup1): 71-78. 10.1080/1943815X.2010.496789
- Kroiss, H., 1999. Water protection strategies - Critical discussion in regard to the Danube river basin. 185-192. 10.1016/S0273-1223(99)00201-2
- Kuosmanen, T.; Laukkanen, M., 2011. (In)Efficient Environmental Policy with Interacting Pollutants. *Environmental and Resource Economics*, 48 (4): 629-649. 10.1007/s10640-010-9417-y
- Lancelot, C.; Thieu, V.; Polard, A.; Garnier, J.; Billen, G.; Hecq, W.; Gypens, N., 2011. Cost assessment and ecological effectiveness of nutrient reduction options for mitigating Phaeocystis colony blooms in the Southern North Sea: An integrated modeling approach. *Science of the Total Environment*, 409 (11): 2179-2191. 10.1016/j.scitotenv.2011.02.023
- Langpap, C.; Hascic, I.; Wu, J., 2008. Protecting Watershed Ecosystems through Targeted Local Land Use Policies. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (3): 684-700. 10.1111/j.1467-8276.2008.01145.x
- Lankoski, J.; Lichtenberg, E.; Ollikainen, M., 2008. Point/Nonpoint Effluent Trading with Spatial Heterogeneity. *American Journal of Agricultural Economics*, 90 (4): 1044-1058. 10.1111/j.1467-8276.2008.01172.x
- Lansford, V., 2001. *Economic and Environmental Implications of a Phosphorus Standard: 160-Sow Representative Farm in Montgomery County, Missouri*. University of Missouri. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=eoh&AN=0621959&lang=fr&site=ehost-live>
- Larkin, S.L.; Adams, C.M., 2007. Harmful Algal Blooms and Coastal Business: Economic Consequences in Florida. *Society & Natural Resources*, 20 (9): 849-859. 10.1080/08941920601171683
- Latacz-Lohmann, U.; Hodge, I., 2003. European Agri-environmental Policy for the 21st Century. *Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 47 (1): 123-139. 10.1111/1467-8489.00206
- Laukkanen, M.; Ekholm, P.; Huhtala, A.; Pitkanen, H.; Kiirikki, M.; Rantanen, P.; Inkala, A., 2009. Integrating ecological and economic modeling of eutrophication: Toward optimal solutions for a coastal area suffering from sediment release of phosphorus. *Ambio*, 38 (4): 225-235. 10.1579/0044-7447-38.4.225
- Laukkanen, M.; Huhtala, A., 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: Balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental and Resource Economics*, 39 (2): 139-159. 10.1007/s10640-007-9099-2
- Laura, M.; Spangenberg, J.; O'Connor, M., 2009. *An analysis of risks for biodiversity under the DPSIR framework*. 10.1016/j.ecolecon.2009.03.017
- Le Goffe, P., 1995. The benefits of improvements in coastal water quality: a contingent approach. *Journal of Environmental Management*, 45 (4): 12. 10.1006/jema.1995.0078
- Lempert, R.J.; Collins, M.T., 2007. Managing the risk of uncertain threshold responses: Comparison of robust, optimum, and precautionary approaches. *Risk Analysis*, 27 (4): 1009-1026. 10.1111/j.1539-6924.2007.00940.x
- Lewitus, A.J.; Horner, R.A.; Caron, D.A.; Garcia-Mendoza, E.; Hickey, B.M.; Hunter, M.; Huppert, D.D.; Kudela, R.I.M.; Langlois, G.W.; Largier, J.L.; Lessard, E.J.; RaLonde, R.; Jack Rensel, J.E.; Strutton, P.G.; Trainer, V.L.; Tweddle, J.F., 2012. Harmful algal blooms along the North American west coast region: History, trends, causes, and impacts. *Harmful Algae*, 19: 133-159. 10.1016/j.hal.2012.06.009
- Leymann, G., 2002. Advancements of water resources management for an agriculture compatible with environment. *Landnutzung und Landentwicklung*, 43 (4): 167-170
- Li, H.; Xu, F.; Mizunoya, T.; Luo, J.; Yabar, H.; Higano, Y., 2011. Comprehensive Watershed Management Policies in the Dian Chi Lake China with a Focus on Non-point Source Pollution. *Studies in Regional Science*, 41 (2): 467-476. 10.2457/srs.41.467
- Li, J.; Liu, T., 2012. Ecological damage assessment of jiaozhou bay reclamation based on habitat equivalency analysis. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, 32 (22): 7146-7155. 10.5846/stxb201110131506
- Li, J.; Liu, T.; Wang, J.; Hadley, J.D., 2013. Assessment on external cost of reclamation in Jiaozhou bay based on resource equivalency analysis. *WIT Transactions on Information and Communication Technologies*. 2505-2511. 10.2495/ISME20133393
- Li, J.M.; Hou, H.Z.; Yao, H.Y.; Wang, X.L., 2014. Marine biological damage assessment of oil spill based on resources equivalency analysis. *Shengtai Xuebao/ Acta Ecologica Sinica*, 34 (13): 3762-3770. 10.5846/stxb201305251173

- Lindén, E.; Lehtikoinen, A.; Kotta, J.; Aps, R.; Pitkänen, H.; Räsänen, A.; Korpinen, P.; Kuikka, S., 2008. EVAGULF - protection of the aquatic communities in the Gulf of Finland: Risk-based policymaking. 10.1109/BALTIC.2008.4625520
- Lipton, D.W., 1998. Pfiesteria's economic impact on seafood industry sales and recreational fishing. *Proceedings of the University of Maryland Center for Agricultural and Natural Resource Policy Conference, Economics of Policy Options for Nutrient Management and Dinoflagellates*, Laurel, MD:
- Loomis, J.B.; Allen, B., 2008. Using Non Market Valuation to Inform the Choice between Permits and Fees in Environmental Regulation. *Environmental and Resource Economics*, 40 (3): 329-337. 10.1007/s10640-007-9156-x
- Lowgren, M., 1989. Resource allocation and environmental objectives. A regional evaluation of Swedish eutrophication control policy 1965-80. *Journal of Environmental Management*, 29 (4): 363-376
- Löwgren, M., 2005. The water framework directive: Stakeholder preferences and catchment management strategies. Are they reconcilable? *Ambio*, 34 (7): 501-506
- Lowgren, M.; Karlsson, G., 1987. Effectiveness of tertiary wastewater treatment in river-basin scale. *Journal of Environmental Management*, 25 (1): 13-26
- Ludwig, D.; Brock, W.A.; Carpenter, S.R., 2005. Uncertainty in discount models and environmental accounting. *Ecology and Society*, 10 (2):
- Ludwig, D.; Carpenter, S.; Brock, W., 2003. Optimal phosphorus loading for a potentially eutrophic lake. *Ecological Applications*, 13 (4): 1135-1152. 10.1890/1051-0761(2003)13[1135:OPLFAP]2.0.CO;2
- Ludwig, D.F.; Iannuzzi, T.J., 2006. Habitat equivalency in urban estuaries: An analytical hierarchy process for planning ecological restoration. *Urban Ecosystems*, 9 (4): 265-290. 10.1007/s11252-006-0007-2
- Lurling, M.; Mackay, E.; Reitzel, K.; Spears, B.M., 2016. Editorial - A critical perspective on geo-engineering for eutrophication management in lakes. *Water Res*, 97: 1-10. 10.1016/j.watres.2016.03.035
- Ma, S.; Swinton, S.M.; Lupi, F.; Jolejole-Foreman, C., 2012. Farmers' Willingness to Participate in Payment-for-Environmental-Services Programmes. *Journal of Agricultural Economics*, 63 (3): 604-626. 10.1111/j.1477-9552.2012.00358.x
- Maitre d'hôtel, E.; Pelegrin, F., 2012. *Les valeurs de la biodiversité : un état des lieux de la recherche française. Rapport FRB, série expertise et synthèse*, 48.
- Mäler, K.-G.; Aniyar, S.; Jansson, Å., 2009. Accounting for Ecosystems. *Environmental and Resource Economics*, 42 (1): 39-51. 10.1007/s10640-008-9234-8
- Marchi, M.; Jørgensen, S.E.; Bécares, E.; Fernández-Aláez, C.; Rodríguez, C.; Fernández-Aláez, M.; Pulselli, F.M.; Marchettini, N.; Bastianoni, S., 2012. Effects of eutrophication and exotic crayfish on health status of two Spanish lakes: a joint application of ecological indicators. *Ecological Indicators*, 20 (Supplement C): 92-100. 10.1016/j.ecolind.2012.02.005
- Marinoni, O.; Adkins, P., 2009. Joint application of cost-utility analysis and modern portfolio theory to inform decision processes in a changing climate. 2385-2391
- Markowska, A.; Zylicz, T., 1999. Costing an international public good: The case of the Baltic Sea. *Ecological Economics*, 30 (2): 301-316. 10.1016/S0921-8009(98)00138-4
- Mazé, J.; Morand, P.; Potoky, P., 1993. Stabilisation of 'Green tides' Ulva by a method of composting with a view to pollution limitation. *Journal of Applied Phycology*, 5 (2): 183. 10.1007/BF00004015
- McCann, L.; Easter, K.W., 1999. Transaction Costs of Policies to Reduce Agricultural Phosphorous Pollution in the Minnesota River. *Land Economics*, 75 (3): 402-414. 10.2307/3147186
- McCann, L.M.J., 2009. Transaction Costs of Environmental Policies and Returns to Scale: The Case of Comprehensive Nutrient Management Plans. *Review of Agricultural Economics*, 31 (3): 561-573. 10.1111/j.1467-9353.2009.01453.x
- Mee, L.D.; Friedrich, J.; Gomoiu, M.T., 2005. Restoring the Black Sea in times of uncertainty. *Oceanography*, 18 (2): 11. 10.5670/oceanog.2005.45.
- Metcalf, M.R., 2002. Environmental Regulation and Implications for Competitiveness in International Pork Trade. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 27 (1): 222-243. <http://www.waeonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Mewes, M., 2012. Diffuse nutrient reduction in the German Baltic Sea catchment: Cost-effectiveness analysis of water protection measures. *Ecological Indicators*, 22: 16-26. 10.1016/j.ecolind.2012.01.006
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Environmental Degradation and Human Well-Being: Report of the Millennium Ecosystem Assessment. *Population and Development Review*, 31 (2): 389-398. 10.1111/j.1728-4457.2005.00073.x
- Milon, J.W.; Dodge, R.E., 2001. Applying habitat equivalency analysis for coral reef damage assessment and restoration. *Bulletin of Marine Science*, 69 (2): 975-988
- Mitchell, D.M., 2001. *An Examination of Non-regulatory Methods for Controlling Nonpoint Source Pollution*. Oklahoma State University. <http://search.ebscohost.com/login.aspx?direct=true&db=eoh&AN=0621593&lang=fr&site=ehost-live>
- Mitchell, D.M.; Willett, K., 2012. Modeling Transactions Costs in a Regional Transferable Discharge Permit System for Phosphorus Runoff. *Journal of Regional Analysis and Policy*, 42 (2): 126-138. http://www.jrap-journal.org/pastvolumes/most_recent.htm
- Moilanen, A.; Van Teeffelen, A.J.A.; Ben-Haim, Y.; Ferrier, S., 2009. How much compensation is enough? A framework for incorporating uncertainty and time discounting when calculating offset ratios for impacted habitat. *Restoration Ecology*, 17 (4): 470-478. 10.1111/j.1526-100X.2008.00382.x
- Morais, J.; Barbosa, R.; Lapa, N.; Mendes, B.; Gulyurtlu, I., 2011. Environmental and socio-economic assessment of co-combustion of coal, biomass and non-hazardous wastes in a Power Plant. *Resources, Conservation and Recycling*, 55 (11): 1109-1118. 10.1016/j.resconrec.2011.06.011

- Morand, P.; Briand, X.; Charlier, R.H., 2006. Anaerobic digestion of *Ulva* sp.3. Liquefaction juices extraction by pressing and technico-economic budget. *Journal of Applied Physiology*, 18: 14
- Morgan, K.L.; Larkin, S.L.; Adams, C.M., 2009. Firm-level economic effects of HABs: A tool for business loss assessment. *Harmful Algae*, 8 (2): 212-218. 10.1016/j.hal.2008.05.002
- Mueller, H.; Hamilton, D.P.; Doole, G.J., 2016. Evaluating services and damage costs of degradation of a major lake ecosystem. *Ecosystem Services*, 22 (Part B): 370-380. 10.1016/j.ecoser.2016.02.037
- Nævdal, E., 2001. Optimal regulation of eutrophying lakes, fjords, and rivers in the presence of threshold effects. *American Journal of Agricultural Economics*, 83 (4): 972-984. 10.1111/0002-9092.00223
- Ness, B.; Urbel-Piirsalu, E.; Anderberg, S.; Olsson, L., 2007. Categorising tools for sustainability assessment. *Ecological Economics*, 60 (3): 498-508. 10.1016/j.ecolecon.2006.07.023
- Ng, T.L.; Wayland Eheart, J.; Cai, X.; Braden, J.B.; Czapar, G.F., 2014. Agronomic and stream nitrate load responses to incentives for bioenergy crop cultivation and reductions of carbon emissions and fertilizer use. *Journal of Water Resources Planning and Management*, 140 (1): 112-120. 10.1061/(ASCE)WR.1943-5452.0000320
- Nguyen, T.V.; Ravn-Jensen, L.; Vestergaard, N., 2015. Marginal Damage Cost of Nutrient Enrichment: The Case of the Baltic Sea. *Environmental and Resource Economics*. 10.1007/s10640-014-9859-8
- Nicolette, J.; Burr, S.; Rockel, M., 2013. A practical approach for demonstrating environmental sustainability and stewardship through a net ecosystem service analysis. *Sustainability (Switzerland)*, 5 (5): 2152-2177. 10.3390/su5052152
- Nierenberg, K.; Kirner, K.; Hoagland, P.; Ullmann, S.; LeBlanc, W.G.; Kirkpatrick, G.; Fleming, L.E.; Kirkpatrick, B., 2010. Changes in work habits of lifeguards in relation to Florida red tide. *Harmful Algae*, 9 (4): 419-425. 10.1016/j.hal.2010.02.005
- Nunes, P.A.L.D.; Bergh, J.C.J.M.v.d.; Nijkamp, P., 2003. *The ecological economics of biodiversity: methods and policy applications*. Cheltenham: Edward Elgar Publishing Ltd
- Nunneri, C.; Windhorst, W.; Kerry Turner, R.; Lenhart, H., 2007. Nutrient emission reduction scenarios in the North Sea: An abatement cost and ecosystem integrity analysis. *Ecological Indicators*, 7 (4): 776-792. 10.1016/j.ecolind.2006.09.002
- O'Connor, M., 1989. Codependency and indeterminacy: A critique of the theory of production. *Capitalism Nature Socialism*, 1 (3): 33-57. 10.1080/10455758909358383
- O'Riordan, T., 1999. Economic challenges for lake management. *Hydrobiologia*, 395-396: 13-18. 10.1023/A:1017042612177
- O'Connor, M., 2006. The "Four Spheres" framework for sustainability. *Ecological Complexity*, 3 (4): 285-292. 10.1016/j.ecocom.2007.02.002
- O'Connor, M.; Schoer, K., 2009. *Environmental-Economic Accounting: Environmental Degradation in the new SEEA. Environmental Degradation in the new SEEA Proposals for a systematic presentation of environmental degradation in the framework of EEA*: Statistisches Bundesamt Wiesbaden.
- Ofiara, D.D., 2002. Natural resource damage assessments in the United States: rules and procedures for compensation from spills of hazardous substances and oil in waterways under US jurisdiction. *Marine Pollution Bulletin*, 44 (2): 96-110. 10.1016/S0025-326X(01)00263-6
- Okmyung, B.I.N.; Czajkowski, J., 2013. The Impact of Technical and Non-technical Measures of Water Quality on Coastal Waterfront Property Values in South Florida. 28 (1): 43-63. 10.5950/0738-1360-28.1.43
- Ollikainen, M.; Honkatukia, J., 2001. Towards efficient pollution control in the Baltic Sea: An anatomy of current failure with suggestions for change. *Ambio*, 30 (4-5): 245-253
- Orderud, G.I.; Vogt, R.D., 2013. Trans-disciplinarity required in understanding, predicting and dealing with water eutrophication. *International Journal of Sustainable Development and World Ecology*, 20 (5): 404-415. 10.1080/13504509.2013.814605
- Osborn, S.; Cook, H.F., 1997. Nitrate Vulnerable Zones and Nitrate Sensitive Areas: A Policy and Technical Analysis of Groundwater Source Protection in England and Wales. *Journal of Environmental Planning and Management*, 40 (2): 217-233. 10.1080/09640569712191
- Ostberg, K.; Hakansson, C.; Hasselstrom, L.; Bostedt, G., 2013. Benefit Transfer for Environmental Improvements in Coastal Areas: General versus Best-Fitting Models. *Canadian Journal of Agricultural Economics*, 61 (2): 239-258. 10.1111/cjag.12010
- Paludan, C.; Alexeyev, F.E.; Drews, H.; Fleischer, S.; Fuglsang, A.; Kindt, T.; Kowalski, P.; Moos, M.; Radlowki, A.; Stromfors, G.; Westberg, V.; Wolter, K., 2002. Wetland management to reduce Baltic Sea eutrophication. *Water Sci Technol*, 45 (9): 87-94
- Parsons, G.R.; Morgan, A.O.; Whitehead, J.C.; Haab, T.C., 2006. The welfare effects of *pfisteria*-related fish kills: A contingent behavior analysis of seafood consumers. *Agricultural and Resource Economics Review*, 35 (2). 10.1017/S106828050000678X
- Passet, R., 2010. *Les grandes représentations du monde et de l'économie à travers l'histoire*. Les liens qui libèrent
- Paterson, J., 1989. Water management and recreational values; Some cases in Victoria, Australia. 21 (2): 1-12
- Payraudeau, S.; Van Der Werf, H.M.G., 2005. Environmental impact assessment for a farming region: A review of methods. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 107 (1): 1-19. 10.1016/j.agee.2004.12.012
- Peterson, G.D.; Carpenter, S.R.; Brock, W.A., 2003. Uncertainty and the management of multistate ecosystems: An apparently rational route to collapse. *Ecology*, 84 (6): 1403-1411. 10.1890/0012-9658(2003)084[1403:UATMOM]2.0.CO;2
- Peyraud, J.-L.; Cellier, P.; Donnars, C.; Réchauchère, O., 2012. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France), 68.

- Poor, P.J., 2001. Objective versus Subjective Measures of Water Clarity in Hedonic Property Value Models. *Land Economics*, 77 (4): 482-493. 10.2307/3146935
- Power, J.F.; Wiese, R.; Flowerday, D., 2001. Managing farming systems for nitrate control: A research review from Management Systems Evaluation Areas. *Journal of Environmental Quality*, 30 (6): 1866-1880
- Premazzi, G.; Austoni, M.; Chiaudani, G.; Rodari, E.; Cardoso, A.C., 2005. Hypolimnetic withdrawal coupled with oxygenation as lake restoration measures: the successful case of Lake Varese (Italy). *Limnetica*, 24 (1): 123-131
- Prendergast, P.; Rybaczuk, K., 2004. Visual Impact Assessment: A Neglected Component of Environmental Impact Statements in Ireland? *Journal of Environmental Planning and Management*, 47 (5): 667-684. 10.1080/0964056042000274425
- Pretty, J., 2001. Policy Challenges and Priorities for Internalizing the Externalities of Modern Agriculture. *Journal of Environmental Planning and Management*, 44 (2): 263-283. 10.1080/09640560123782
- Pretty, J.N.; Mason, C.F.; Nedwell, D.B.; Hine, R.E.; Leaf, S.; Dils, R., 2003. Environmental costs of freshwater eutrophication in England and Wales. *Environ Sci Technol*, 37 (2): 201-8
- Prieur, F., 2009. The Environmental Kuznets Curve in a World of Irreversibility. *Economic Theory*, 40 (1): 57-90. 10.1007/s00199-008-0351-y
- Quétier, F.; Lavorel, S., 2011. Assessing ecological equivalence in biodiversity offset schemes: Key issues and solutions. *Biological Conservation*, 144 (12): 2991-2999. 10.1016/j.biocon.2011.09.002
- Quilliam, R.S.; van Niekerk, M.A.; Chadwick, D.R.; Cross, P.; Hanley, N.; Jones, D.L.; Vinten, A.J.A.; Willby, N.; Oliver, D.M., 2015. Can macrophyte harvesting from eutrophic water close the loop on nutrient loss from agricultural land? *Journal of Environmental Management*, 152: 210-217. 10.1016/j.jenvman.2015.01.046
- Rabalais, N.N.; Díaz, R.J.; Levin, L.A.; Turner, R.E.; Gilbert, D.; Zhang, J., 2010. Dynamics and distribution of natural and human-caused hypoxia. *Biogeosciences*, 7 (2): 585-619. 10.5194/bg-7-585-2010
- Ralston, E.P.; Kite-Powell, H.; Beet, A., 2011. An estimate of the cost of acute health effects from food-and water-borne marine pathogens and toxins in the USA. *Journal of water and health*, 9 (4): 680-694. 10.2166/wh.2011.157.
- Roach, B.; Wade, W.W., 2006. Policy evaluation of natural resource injuries using habitat equivalency analysis. *Ecological Economics*, 58 (2): 421-433. 10.1016/j.ecolecon.2005.07.019
- Roberts, A.M.; Pannell, D.J.; Doole, G.; Vigiak, O., 2012. Agricultural land management strategies to reduce phosphorus loads in the Gippsland Lakes, Australia. *Agricultural Systems*, 106 (1): 11-22. 10.1016/j.agsy.2011.10.009
- Rodríguez Rodríguez, G.; Villasante, S.; Carme García-Negro, M.d., 2011. Are red tides affecting economically the commercialization of the Galician (NW Spain) mussel farming? *Marine Policy*, 35 (2): 252-257. 10.1016/j.marpol.2010.08.008
- Romstad, E., 2014. The economics of eutrophication. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control: Volume 2*. 45-53. 10.1007/978-94-007-7814-6_4
- Rougoor, C.W., 2001. Experiences with Fertilizer Taxes in Europe. *Journal of Environmental Planning and Management*, 44 (6): 877-887. 10.1080/09640560120087615
- Rowe, J.; McCay, D.F.; Whittier, N., 2007. Estimation of natural resource damages for 23 florida cases using physical fates and biological modeling. 324-334
- Sanseverino, I.; Conduto Antonio, D.S.; Pozzoli, L.; Dobricic, S.; Lettiri, T., 2016. *Algal bloom and its economic impact*. 10.2788/660478
- Scemama, P.; Levrel, H., 2016. Using Habitat Equivalency Analysis to Assess the Cost Effectiveness of Restoration Outcomes in Four Institutional Contexts. *Environmental Management*, 57 (1): 109-122. 10.1007/s00267-015-0598-6
- Scharin, H., 2002. Nutrient management for coastal zones: A case study of the nitrogen load to the Stockholm Archipelago. *Water Science and Technology*. 309-315
- Shaw, W.D.; Wlodarz, M., 2013. Ecosystems, ecological restoration, and economics: Does habitat or resource equivalency analysis mean other economic valuation methods are not needed? *Ambio*, 42 (5): 628-643. 10.1007/s13280-012-0351-9
- Singh, R.; Reed, P.M.; Keller, K., 2015. Many-objective robust decision making for managing an ecosystem with a deeply uncertain threshold response. *Ecology and Society*, 20 (3). 10.5751/ES-07687-200312
- Smeets, E.; Weterings, R., 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*. Copenhagen Technical report No. 25, 19.
- Sobota, D.J.; Compton, J.E.; McCrackin, M.L.; Singh, S., 2015. Cost of reactive nitrogen release from human activities to the environment in the United States. *Environmental Research Letters*, 10 (2). 10.1088/1748-9326/10/2/025006
- Soderqvist, T., 1998. Why Give up Money for the Baltic Sea? Motives for People's Willingness (or Reluctance) to Pay. *Environmental and Resource Economics*, 12 (2): 249-254. 10.1023/A:1008261509412
- Steffensen, D.A., 2008a. Economic cost of cyanobacterial blooms. *Advances in experimental medicine and biology*, 619: 855-865. 10.1007/978-0-387-75865-7_37
- Steffensen, D.A., 2008b. Economic cost of cyanobacterial blooms. *Cyanobacterial Harmful Algal Blooms: State of the Science and Research Needs*. Springer, 855-865. 10.1007/978-0-387-75865-7_37
- Stratton, L.; O'Neill, M.S.; Kruk, M.E.; Bell, M.L., 2008. The persistent problem of malaria: addressing the fundamental causes of a global killer. *Soc Sci Med*, 67 (5): 854-62. 10.1016/j.socscimed.2008.05.013
- Szoegge, H.M.; Crabtree, B.; Edwards, T., 1996. Policy Cost-Effectiveness for Reducing Non-point Agricultural Garoundwater Pollution in the UK. *Journal of Environmental Planning and Management*, 39 (2): 205-222. 10.1080/09640569612561

- Taheriyou, M.; Karamouz, M.; Baghvand, A.; Emami, F.; Tavakolifar, H., 2009. Optimal selection and placement of point and nonpoint source pollution control strategies using a genetic algorithm. *International Agricultural Engineering Journal*, 18 (3-4): 1-13. 10.1029/2006WR004931
- Talberth, J.; Selman, M.; Walker, S.; Gray, E., 2015. Pay for Performance: Optimizing Public Investments in Agricultural Best Management Practices in the Chesapeake Bay Watershed. *Ecological Economics*, 118: 252-261. 10.1016/j.ecolecon.2015.07.033
- Tamini, L.D.; Larue, B.; West, G., 2012. Technical and Environmental Efficiencies and Best Management Practices in Agriculture. *Applied Economics*, 44 (13-15): 1659-1672. 10.1080/00036846.2010.548789
- Taylor, M.L.; Adams, R.M.; Miller, S.F., 1992. Farm-Level Response to Agricultural Effluent Control Strategies: The Case of the Willamette Valley. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 17 (1): 173-185. <http://www.waeonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Taylor, S., 2005. Best management practices and water quality standards - How to bridge the gap. 161. 10.1061/40792(173)161
- Taylor, T.; Longo, A., 2010. Valuing algal bloom in the Black Sea Coast of Bulgaria: A choice experiments approach. *Journal of Environmental Management*, 91 (10): 1963-1971. 10.1016/j.jenvman.2010.04.007
- Termignon, M.; Devaux, J., 2014. Evaluer les bénéfices issus d'un changement d'état des eaux (actualisation en vue du 2ème cycle DCE). *Collection « Références » du Service de l'Économie, de l'Évaluation et de l'Intégration du Développement Durable (SEEIDD) du Commissariat Général au Développement Durable (CGDD)*: 64
- Thur, S.M., 2006. Resolving oil pollution liability with restoration-based claims: The United States' experience. *Oceanis*, 32 (3-4): 375-392
- Todd, E.C.D., 1995. Estimated costs of paralytic shellfish, diarrhetic shellfish and ciguatera poisoning in Canada. *Harmful marine algal blooms*: 831-834
- Townsend, A.R.; Vitousek, P.M.; Houlton, B.Z., 2012. The climate benefits of better nitrogen and phosphorus management. *Issues in Science and Technology*, 28 (2): 85-91
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N.; Justic, D., 2008. Gulf of Mexico Hypoxia: Alternate States and a Legacy. *Environmental Science & Technology*, 42 (7): 2323-2327. 10.1021/es071617k
- Turner, R.K.; Bateman, I.J.; Georgiou, S.; Jones, A.; Langford, I.H., 2001. An ecological economics approach to the management of a multi-purpose coastal wetland. *Working Paper - Centre for Social and Economic Research on the Global Environment*. 1-36
- Turner, R.K.; Georgiou, S.; Gren, I.M.; Wulff, F.; Barrett, S.; Söderqvist, T.; Bateman, I.J.; Folke, C.; Langaas, S.; Zyllicz, T.; Mäler, K.G.; Markowska, A., 1999. Managing nutrient fluxes and pollution in the Baltic: An interdisciplinary simulation study. *Ecological Economics*, 30 (2): 333-352. 10.1016/S0921-8009(99)00046-4
- Ugochukwu, C.N.; Nukpezah, D., 2008. Ecotechnological methods as strategies to reduce eutrophication and acidification in lakes. *The Environmentalist*, 28 (2): 137-142. 10.1007/s10669-007-9138-0
- Ullah, K.; Ahmad, M.; Sharma, V.; Lu, P.; Harvey, A.; Zufar, M.; Sultana, S.; Anyanwu, C., 2014. *Algal biomass as a global source of transport fuels: Overview and development perspectives*. 10.1016/j.pnsc.2014.06.008
- van Beers, C.; van den Bergh, J.C.J.M.; de Moor, A.; Oosterhuis, F., 2007. Determining the Environmental Effects of Indirect Subsidies: Integrated Method and Application to the Netherlands. *Applied Economics*, 39 (19-21): 2465-2482. 10.1080/00036840600592833
- van den Bergh, J.C.J.M.; Nunes, P.A.L.D.; Dotinga, H.M.; Kooistra, W.H.C.F.; Vrieling, E.I.G.; Peperzak, L., 2002. Exotic harmful algae in marine ecosystems: an integrated biological-economic-legal analysis of impacts and policies. *Marine Policy*, 26 (1): 59-74. 10.1016/S0308-597X(01)00032-X
- Van Houtven, G., 2014. Combining Expert Elicitation and Stated Preference Methods to Value Ecosystem Services from Improved Lake Water Quality. *Ecological Economics*, 99: 40-52. 10.1016/j.ecolecon.2013.12.018
- Verlicchi, P.; Al Aukidy, M.; Galletti, A.; Zambello, E.; Zanni, G.; Masotti, L., 2012. A project of reuse of reclaimed wastewater in the Po Valley, Italy: Polishing sequence and cost benefit analysis. *Journal of Hydrology*, 432-433: 127-136. 10.1016/j.jhydrol.2012.02.024
- Viehman, S.; Thur, S.M.; Piniak, G.A., 2009. Coral reef metrics and habitat equivalency analysis. *Ocean and Coastal Management*, 52 (3-4): 181-188. 10.1016/j.ocecoaman.2008.12.004
- Von Blottnitz, H.; Rabl, A.; Boiadjev, D.; Taylor, T.; Arnold, S., 2006. Damage Costs of Nitrogen Fertilizer in Europe and Their Internalization. *Journal of Environmental Planning and Management*, 49 (3): 413-433. 10.1080/09640560600601587
- W., C.W.; L., B.G., 2016. Health impacts from cyanobacteria harmful algae blooms: Implications for the North American Great Lakes. *Harmful Algae*, 54: 8. 10.1016/j.hal.2016.02.002.
- Wallin, A.; Zannakis, M.; Johansson, L.O.; Molander, S., 2013. Influence of interventions and internal motivation on Swedish homeowners' change of on-site sewage systems. *Resources, Conservation and Recycling*, 76: 27-40. 10.1016/j.resconrec.2013.04.004
- Warren, R.F.; Apsimon, H.M., 1999. Uncertainties in integrated assessment modelling of abatement strategies: Illustrations with the ASAM model. *Environmental Science and Policy*, 2 (6): 439-456. 10.1016/S1462-9011(99)00040-4
- Watson, N.; Mitchell, B.; Mulamootil, G., 1996. Integrated Resource Management: Institutional Arrangements Regarding Nitrate Pollution in England. *Journal of Environmental Planning and Management*, 39 (1): 45-64. 10.1080/09640569612660
- Weber, J.L., 2007. *Accounting for soil in the SEEA*. Rome.

- Whitehead, P.G.; Crossman, J.; Balana, B.B.; Futter, M.N.; Comber, S.; Jin, L.; Skuras, D.; J.Wade, A.; Bowes, M.J.; Read, D.S., 2013. A cost-effectiveness analysis of water security and water quality: Impacts of climate and land-use change on the River Thames system. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 371 (2012.0413). 10.1098/rsta.2012.0413 10.1098/rsta.2012.0406
- Williamson, J.M., 2011. The Role of Information and Prices in the Nitrogen Fertilizer Management Decision: New Evidence from the Agricultural Resource Management Survey. *Journal of Agricultural and Resource Economics*, 36 (3): 552-572. <http://www.waeaonline.org/publications/jare/recent-issues>
- Withers, P.J.A.; Davidson, I.A.; Foy, R.H., 2000. Prospects for controlling nonpoint phosphorus loss to water: A UK perspective. *Journal of Environmental Quality*, 29 (1): 167-175. 10.2134/jeq2000.00472425002900010021x
- Withers, P.J.A.; May, L.; Jarvie, H.P.; Jordan, P.; Doody, D.; Foy, R.H.; Bechmann, M.; Cooksley, S.; Dils, R.; Deal, N., 2012. Nutrient emissions to water from septic tank systems in rural catchments: Uncertainties and implications for policy. *Environmental Science and Policy*, 24: 71-82. 10.1016/j.envsci.2012.07.023
- Wladis, D.; Rosen, L.; Kros, H., 1999. Risk-based decision analysis of atmospheric emission alternatives to reduce ground water degradation on the European scale. *Ground Water*, 37 (6): 818-826. 10.1111/j.1745-6584.1999.tb01180.x
- Wood, A.; Blackhurst, M.; Hawkins, T.; Xue, X.; Ashbolt, N.; Garland, J., 2015. Cost-effectiveness of nitrogen mitigation by alternative household wastewater management technologies. *Journal of Environmental Management*, 150: 344-354. 10.1016/j.jenvman.2014.10.002
- Wulff, F.; Humborg, C.; Andersen, H.E.; Blicher-Mathiesen, G.; Czajkowski, M.; Elofsson, K.; Fonnesbech-Wulff, A.; Hasler, B.; Hong, B.; Jansons, V.; Mörtz, C.M.; Smart, J.C.R.; Smedberg, E.; Stålnacke, P.; Swaney, D.P.; Thodsen, H.; Was, A.; Zylitz, T., 2014. Reduction of Baltic Sea nutrient inputs and allocation of abatement costs within the Baltic Sea catchment. *Ambio*, 43 (1): 11-25. 10.1007/s13280-013-0484-5
- Xepapadeas, A., 2010. Modeling Complex Systems. *Agricultural Economics*, 41: 181-191. 10.1111/j.1574-0862.2010.00499.x
- Xepapadeas, A., 2011. The economics of non-point-source pollution. *Annual Review of Resource Economics*, 3: 355-373. 10.1146/annurev-resource-083110-115945
- Yang, Y., 2016. *A contribution to the economic assessment of green tides*. Université de Bretagne occidentale - Brest. <https://tel.archives-ouvertes.fr/tel-01531265>
- Yang, Y.; Han, D.X.; Wang, H.Y., 2011. Applications of habitat equivalency analysis in ecological damage assessment of oil spill incident. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 22 (8): 2113-2118
- Young, P.; Parkinson, S.; Lees, M., 1996. Simplicity Out of Complexity in Environmental Modelling: Occam's Razor Revisited. *Journal of Applied Statistics*, 23 (2-3): 165-210. 10.1080/02664769624206
- Yu, B.; Xu, L.; Yang, Z., 2015. Ecological compensation for inundated habitats in hydropower developments based on carbon stock balance. *Journal of Cleaner Production*. 10.1016/j.jclepro.2015.07.071
- Zafonte, M.; Hampton, S., 2005. Lost bird-years: Quantifying bird injuries in natural resource damage assessments for oil spills. 10979-10983
- Zingone, A.; Oksfeldt Enevoldsen, H., 2000. The diversity of harmful algal blooms: a challenge for science and management. *Ocean & Coastal Management*, 43 (8-9): 725-748. 10.1016/S0964-5691(00)00056-9
- Zylicz, T., 1993. The ecological economics of the Baltic Sea. *European Review*, 1 (4): 329-335. 10.1017/S1062798700000739