



Evaluer les **services écologiques** des milieux aquatiques : enjeux **scientifiques**, **politiques** et **opérationnels**

Jean-Pierre Amigues
& Bernard Chevassus-au-Louis

L'office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema)

Créé en avril 2007 par la loi sur l'eau du 30 décembre 2006, l'Onema est un établissement public sous tutelle du ministère en charge du développement durable. Organisme technique français de référence sur la connaissance et la surveillance de l'état des eaux et sur le fonctionnement des milieux aquatiques, sa finalité est de favoriser la gestion globale et durable de la ressource en eau et des écosystèmes aquatiques. Il contribue ainsi à la reconquête de la qualité des eaux et l'atteinte de leur bon état d'ici à 2015, objectif fixé par la directive cadre européenne sur l'eau. Les 900 agents de l'Onema sont présents sur l'ensemble du territoire métropolitain ainsi qu'en Corse et dans les départements et collectivités d'outre mer au titre de la solidarité de bassin. Pour mener à bien ses missions, l'Onema travaille en étroite collaboration et en complémentarité avec l'ensemble des acteurs de l'eau.

Le Conseil scientifique animé par l'Onema pour l'ensemble des acteurs concernés de l'eau est l'instance stratégique de réflexion et de proposition en matière de politique scientifique et d'évaluation. Composé de vingt quatre experts, il est présidé par Luc Abbadie, Professeur à l'université P. et M. Curie et Directeur du laboratoire de biogéochimie et écologie des milieux continentaux à Paris. Les présidents des conseils scientifiques des Comités de Bassin, des directeurs de l'administration centrale des ministères de l'environnement et de la santé ainsi que des représentants des services départementaux et des délégations régionales de l'Onema y sont invités. Le CS travaille en plénier et en groupes de travail.

Cet ouvrage a été réalisé dans le cadre du groupe de travail du Conseil scientifique sur « l'évaluation quantitative et qualitative des services écosystémiques de l'eau et des milieux aquatiques » animé par Bernard Chevassus-au-Louis.



Cet ouvrage poursuit la collection « Comprendre pour agir » qui accueille des ouvrages issus de travaux de recherche et d'expertise mis à la disposition des enseignants, formateurs, étudiants, scientifiques, ingénieurs et des gestionnaires de l'eau et des milieux aquatiques.

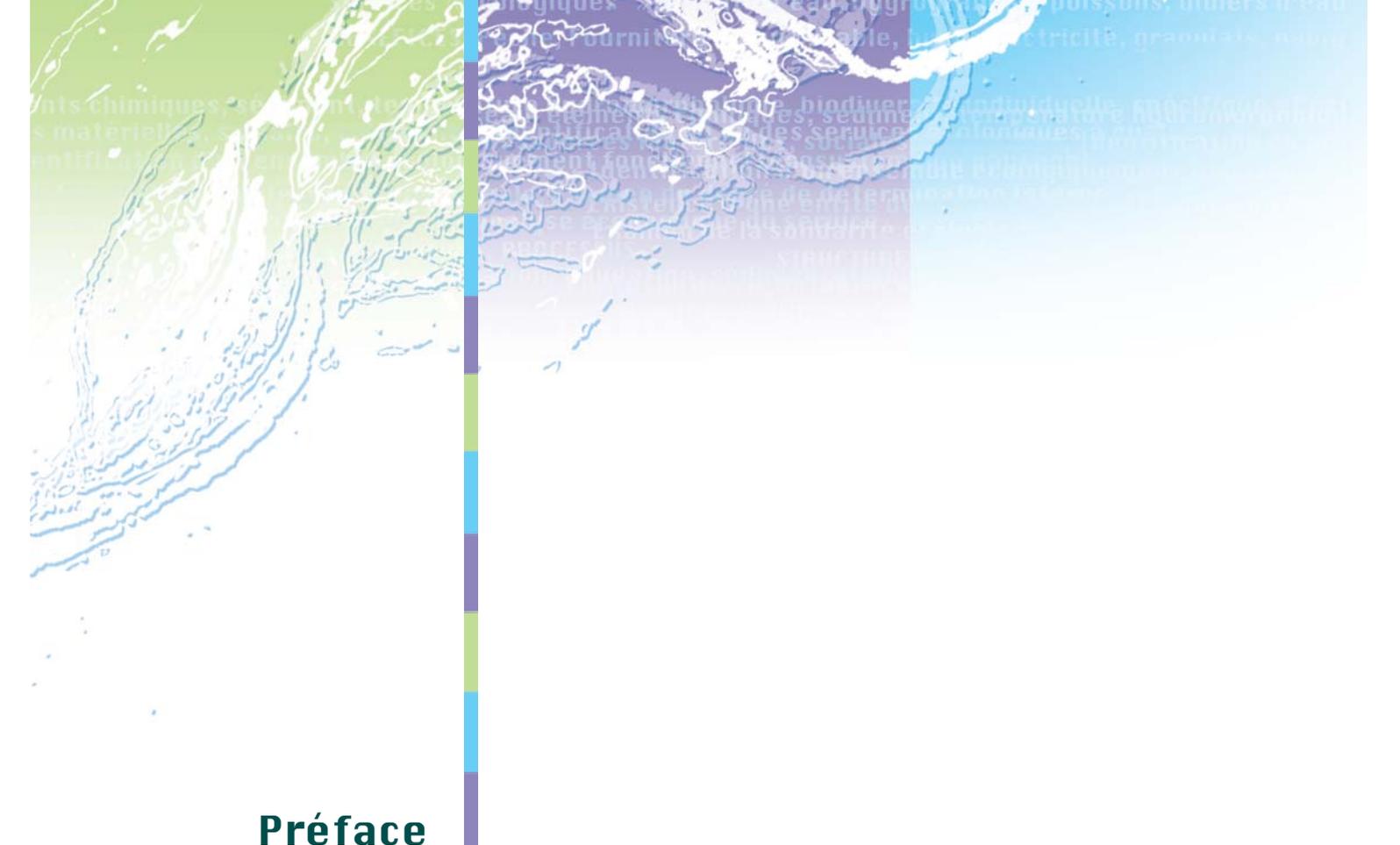
Il est consultable sur le site internet de l'Onema (www.onema.fr, rubrique publications) ainsi que sur le portail national « les documents techniques sur l'eau » (<http://www.documentation.eaufrance.fr/>).

Régulation des risques naturels

Evaluer les **services écologiques** des milieux aquatiques : enjeux **scientifiques**, **politiques** et **opérationnels**

Jean-Pierre Amigues et Bernard Chevassus-au-Louis.

En collaboration avec Véronique Barre,
Philippe Dupont, Sarah Hernandez,
Véronique Nicolas et Eric Tabacchi



Préface

Luc ABBADIE

*Président du Conseil scientifique
de l'eau et des milieux aquatiques*

Patrick LAVARDE,

Directeur général de l'Onema

La démarche du *Millennium Ecosystem Assessment* (MEA), impulsée par l'Organisation des Nations Unies en 2001 et rendue publique en 2005, est une étape décisive vers une meilleure prise en compte des biens et services environnementaux dans l'élaboration des politiques de développement et des stratégies économiques. En popularisant la notion de service écosystémique et en proposant une estimation quantitative des bénéfices matériels ou immatériels tirés des systèmes écologiques par l'homme, le MEA nous a délivré une invitation à penser différemment les rapports entre l'homme et la nature.

Dans le contexte des changements climatiques et de l'érosion de la biodiversité, le concept de services écologiques s'est rapidement imposé dans le débat politique. Il a largement alimenté les débats de la 10^{ème} conférence des parties de la convention sur la diversité biologique (tenue à Nagoya en octobre 2010) et fortement inspiré la nouvelle stratégie nationale française pour la biodiversité (adoptée en mai 2011). La récente plateforme intergouvernementale pour la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES) achève d'en souligner la pertinence tout en affirmant sa dimension internationale.

L'objectif de bon état des eaux, et notamment de bon état écologique, assigné par la directive cadre européenne publiée en 2000, a impulsé une dynamique forte autour de la préservation et la restauration des milieux aquatiques. Dès lors, les services écologiques produits par les milieux aquatiques font aujourd'hui l'objet d'un intérêt croissant de la part des gestionnaires de l'eau et, plus généralement, des acteurs de la société concernés par la qualité et la gestion durable de ces milieux. Ainsi, depuis une dizaine d'années, de nombreux travaux pluridisciplinaires, aussi bien théoriques qu'appliqués, sont menés par une grande variété d'institutions.

Le conseil scientifique de l'eau et des milieux aquatiques, animé par l'Onema, prend sa part de l'effort à fournir pour donner au concept de service écologique toute sa valeur opérationnelle. Jean-Pierre Amigues et Chevassus-au-Louis proposent ainsi cet ouvrage qui met en perspective les études déjà disponibles, clarifie les principaux concepts utilisés, identifie les enjeux majeurs et précise les différentes étapes et méthodes d'évaluation des services. Les attendus de ces méthodes sont questionnés, leur potentiel d'utilisation dans une perspective de gestion est discuté, les bonnes façons d'en appréhender les résultats sont identifiées.

Au moment où décideurs et parties prenantes expriment de fortes demandes d'évaluation des actions en faveur de l'environnement, il importait de préciser les éléments de ce que pourrait être une doctrine de l'évaluation des services écologiques rendus par les milieux aquatiques. Cet ouvrage apporte aux gestionnaires quelques clés pour penser efficacement le « pourquoi évaluer ? » et le « comment utiliser les résultats d'une évaluation ? ». Il n'existe sans doute pas de méthode universelle d'évaluation des services, ce qui rend nécessaire, pour chaque cas rencontré, l'adaptation de principes généraux et la construction d'une démarche particulière. Les pages qui suivent ont l'ambition d'aider à cette mise en œuvre dynamique d'une vision neuve de la problématique de l'environnement et des ressources.



Avant-propos

La question de l'évaluation des services rendus à l'homme par les écosystèmes et leurs ressources est aujourd'hui d'une grande actualité. Elle recouvre des préoccupations diverses, depuis l'étude microéconomique des impacts des aménagements, c'était l'objet d'un récent rapport du Centre d'Analyse Stratégique (CAS) en 2009, jusqu'à l'analyse des conséquences de la perte de biodiversité à l'échelle globale. C'était l'objet du processus *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), initié en mars 2007 durant la présidence allemande du G8 à Postdam et coordonné par l'économiste Pavan Sukhdev qui en a présenté les conclusions définitives à Nagoya à l'automne 2010.

La perception d'une érosion rapide, et encore aujourd'hui non maîtrisée, de la biodiversité, et donc le sentiment croissant de rareté qui s'y rattache, y compris pour la biodiversité « ordinaire », est sans doute à l'origine de cette interrogation sur la valeur à accorder à cette ressource.

Les écosystèmes aquatiques, souvent considérés sous le seul angle de leur capacité à fournir des ressources en eau pour divers usages, sont particulièrement concernés par ces questions et ceci à différents titres :

- **sur un plan biologique**, ils abritent souvent une biodiversité originale, représentée par de nombreux groupes zoologiques ou botaniques n'ayant pas ou peu de représentants dans les écosystèmes terrestres ;
- **en tant que « réceptacles » des produits de nombreuses activités humaines**, leur biodiversité apparaît particulièrement vulnérable ;
- **sur un plan économique**, les premiers travaux, sur lesquels nous reviendrons, révèlent souvent des valeurs élevées des services liés à ces milieux ;
- **enfin, sur un plan réglementaire**, différents textes, en particulier la directive cadre sur l'eau de 2000, ont rendu nécessaire l'utilisation de ces évaluations en accompagnement des politiques de gestion, notamment en introduisant la notion de « coûts disproportionnés » comme critère pouvant justifier de ne pas pouvoir atteindre l'objectif de bon état écologique des masses d'eau d'ici à 2015. Cette notion de coûts disproportionnés nécessite à l'évidence une référence (pour juger de la disproportion) et celle-ci peut être la mesure des bénéfices que l'on peut attendre du bon état écologique.

Le conseil scientifique national de l'eau et des milieux aquatiques, animé par l'Onema, a donc souhaité élaborer un **document de réflexion** sur les enjeux de telles évaluations, sur les concepts à mobiliser et sur les approches méthodologiques à utiliser. Il a mis en place en juin 2009 un groupe de travail présidé par Bernard Chevassus-au-Louis et qui associait des membres du conseil scientifique et des personnels de l'Onema. Ce groupe a rendu compte régulièrement de ses travaux en séance plénière du conseil scientifique.

Il convient d'indiquer dès maintenant un **certain nombre d'options** prises pour l'élaboration de cet ouvrage :

- tout d'abord, contrairement au rapport du CAS, il ne débouche pas sur des valeurs de référence. On trouvera dans le rapport du CAS (p. 123-124) un certain nombre de références bibliographiques dans ce domaine, auxquelles on peut rajouter pour la France les travaux de Laurans *et al.* (1996) sur le bassin Seine-Normandie, d'EcoWhat-ACTéon (2009) sur le bassin Adour-Garonne et les compilations récentes de Morardet (2009) et d'Aoubid et Gaubert (2010). Notre objectif premier est davantage de proposer un cadre d'analyse critique des études existantes et à venir, ces études étant, comme nous le verrons, extrêmement hétérogènes, tant dans leurs méthodes que dans leurs résultats ;

- même s'il se place dans l'optique de fournir aux gestionnaires des éléments pertinents pour leurs politiques, l'ouvrage se concentre sur l'évaluation des services et ne traite pas de la manière d'en utiliser les résultats pour divers outils de gestion comme les incitations, taxes, réglementations, paiement de services, droits d'usage etc., ni, *a fortiori*, des mérites relatifs et des limites de ces outils. Il s'agit là d'un domaine important mais complexe, qui dépasserait le cadre de cette réflexion ;
- l'ouvrage ne reprend pas non plus les analyses déjà bien développées dans le rapport du CAS (notamment sur la question des liens entre biodiversité et services écologiques ainsi que sur l'approche des temps longs), éléments auxquels il renvoie si nécessaire. En revanche, nous avons pris en compte plusieurs articles récents permettant d'approfondir certaines analyses, en particulier sur la définition des concepts associés à la notion de services ;
- enfin, l'ouvrage dépasse délibérément le cadre strict des milieux aquatiques, en particulier sur deux aspects. D'une part, beaucoup des analyses présentées ici peuvent s'appliquer à l'ensemble des écosystèmes, tant terrestres qu'aquatiques d'autre part, nous voulons inciter, comme on le verra, à considérer les milieux aquatiques dans le contexte plus large de l'écologie du paysage, c'est-à-dire d'un territoire associant une diversité de milieux terrestres et aquatiques et leurs interactions fonctionnelles.

Précédé d'un "points-clés" et d'un résumé analytique l'ouvrage est organisé en trois parties :

- **la première développe les enjeux de l'évaluation des services écologiques.** Elle insiste sur les conséquences du passage d'une vision de la gestion de l'eau axée principalement sur le « petit cycle » de l'eau à une prise en compte du « grand cycle », incluant les écosystèmes aquatiques. Elle analyse ensuite la prise en compte politique de ces enjeux à travers deux exemples : celui de la place de l'eau dans la stratégie nationale pour la biodiversité, adoptée en 2004 et dont un bilan a été réalisé en 2011, conduisant à l'adoption d'une nouvelle SNB à l'horizon 2011-2020, et celui des conséquences de la directive cadre sur l'eau sur la planification à l'échelle des bassins ;
- **la deuxième partie s'intéresse aux concepts à mobiliser.** Elle interroge en particulier la pertinence de la notion d'écosystème aquatique et propose une démarche pour définir les entités spatiales et fonctionnelles à considérer pour évaluer les services. Elle clarifie également les notions de services environnementaux *versus* écologiques, de bénéfiques, services, fonctions des écosystèmes et propose diverses typologies de ces services ;
- **enfin, la troisième partie aborde les questions de l'évaluation économique, de ses concepts et de ces outils.** A partir d'un effort de définition rigoureuse de la notion de services écologiques, elle montre que l'évaluation s'inscrit à la rencontre d'une offre de services subordonnée à des infrastructures dédiées et d'une demande influencée par les comportements socio-économiques. Elle développe l'idée que l'évaluation dans une perspective coûts-bénéfices s'inscrit dans le cadre appelé « régime collectif de responsabilité environnementale ». Enfin elle présente les principales méthodes d'évaluation et leur potentiel opérationnel d'utilisation dans la gestion de l'eau.

Points-Clés

Évaluer les services écologiques des milieux aquatiques

Le succès de la conférence de Nagoya en 2010 a marqué une nouvelle étape dans la prise en compte de l'enjeu majeur que représente pour l'humanité l'érosion actuelle de la biodiversité. En particulier, elle a mis l'accent, avec la présentation du rapport *The Economics of Ecosystems and Biodiversity* (TEEB), sur l'importance de tous les biens et services issus de cette biodiversité et qui contribuent au bien-être humain, qu'il s'agisse de prélèvements de ressources, de régulation du climat, de loisirs ou de contribution à l'éducation.

Désignés globalement sous le terme de « services écosystémiques » (nous préférons « écologiques »), ces services apparaissent particulièrement importants et diversifiés lorsque l'on considère les milieux aquatiques. L'identification, la caractérisation et l'évaluation des services écologiques est une démarche à laquelle les gestionnaires de l'eau devront donc fréquemment faire appel à l'avenir. Cette démarche devra mobiliser et combiner des analyses variées : écologiques, économiques mais aussi juridiques, sociologiques ou politiques.

Cet ouvrage identifie les principaux enjeux de ces évaluations, précise les concepts et les méthodes à utiliser et avance des propositions de démarche concrète pour les mettre en œuvre.

Jusqu'à présent, l'action des gestionnaires de l'eau a surtout concerné la disponibilité et la qualité de la ressource, cette dernière étant appréciée en termes chimique ou bactériologique, en référence à des usages : agriculture, industrie ou fourniture d'eau potable. Les difficultés rencontrées par les gestionnaires dans cette voie sont connues, qu'il s'agisse de mise en conformité de l'assainissement urbain aux engagements européens ou de maîtrise des pollutions d'origine agricole. C'est à des difficultés au moins aussi grandes qu'ils sont aujourd'hui confrontés pour atteindre en 2015 le bon état écologique imposé par la directive cadre sur l'eau. A ce nouvel impératif de prise en compte des milieux aquatiques et de leur fonctionnement écologique d'ensemble répond l'obligation pour les gestionnaires de se doter des moyens d'observation et de compréhension des dynamiques des milieux naturels, de capacités d'ingénierie écologique mais aussi de construire de nouveaux instruments de gouvernance impliquant davantage les porteurs d'enjeu et les usagers dans la protection des milieux. Dans ce contexte, l'évaluation des services écologiques apparaît comme un outil pour, à la fois, aider à la définition d'orientations stratégiques de gestion et mettre en débat ces orientations.

Il nous semble important de faire la distinction au niveau des concepts :

■ services environnementaux/services écologiques. Les « services environnementaux » peuvent inclure des services issus du compartiment physique (ressources minérales, capacité de transport, etc.) mais ne sont pas dépendants du fonctionnement du compartiment biologique ; les « services écologiques » impliquent effectivement ce fonctionnement ;

■ services écologiques/bénéfices issus des écosystèmes. Les « services écologiques » ne devraient prendre en compte que la contribution propre du capital naturel ; les « bénéfices issus des écosystèmes », intègrent les investissements humains consentis pour bénéficier de ces services.

Pour justifier ces distinctions, il est souligné en particulier que la maximisation des services environnementaux ou des bénéfices issus des écosystèmes peut se révéler défavorable aux services écologiques au sens strict.

- L'approche par les services écologiques ne constitue pas une méthode permettant d'évaluer directement le bon fonctionnement des écosystèmes. Il convient donc de la compléter par une analyse des différentes fonctions de ces écosystèmes, analyse qu'il sera souhaitable de résumer par des indicateurs synthétiques comme le « bon état écologique », celui-ci devant être perfectionné dans cette optique.
- En termes opérationnels, l'entité dont on va évaluer les services écologiques est à définir avec soin. L'ouvrage propose tout d'abord de retenir la notion « d'hydrosystème » pour dépasser la notion classique d'écosystème, prendre en compte les dimensions physique, biologique et socioéconomique d'un milieu aquatique et reconnaître la difficulté de distinguer concrètement ce qui relève de la dimension « naturelle » de ce qui traduit la dimension « anthropique » de ces milieux. Il propose ensuite une démarche par étape pour identifier de telles entités spatiales à la fois pertinentes au plan écologique et de leur unité de gestion.
- Les services écologiques peuvent être regroupés selon différentes grilles et la grille en quatre groupes (services d'entretien, services d'approvisionnement, services de régulation, services socio-culturelles) du « *Millennium Ecosystem Assessment* » présente plus un intérêt pédagogique qu'opérationnel. L'ouvrage souligne la nécessité de choisir une grille adaptée aux objectifs de la politique que l'on souhaite mettre en œuvre.
- En termes économiques, le concept de services écologiques permet une distinction claire entre l'environnement comme capital naturel, une source de richesses à préserver pour les générations présentes et futures, et l'environnement comme un espace de production de biens et services, les « services écologiques », contribuant au bien-être social et à la conservation des ressources naturelles. Cette distinction permet d'établir un lien entre durabilité et protection des milieux naturels par une bonne gestion des services écologiques qu'ils délivrent.
- Les services écologiques réellement valorisés dans la société sont pour l'essentiel des services élaborés, ou « secondaires », composition de différents services supports « primaires » d'entretien, d'approvisionnement ou de régulation. L'évaluation économique sera pertinente pour l'évaluation de ces services élaborés mais il apparaît vain de vouloir en tirer des évaluations des services primaires.
- Deux autres limites concrètes de l'évaluation sont à souligner : l'une concerne la difficulté à isoler la valeur intrinsèque des services rendus par la nature, des équipements artificiels qui permettent leur mise à disposition pour la société ; l'autre est liée à la volatilité des demandes, et aux distorsions possibles de perception, des usagers et des citoyens quant à la valeur de ces services.
- Différentes méthodes sont utilisables pour évaluer les services écologiques. Elles visent pour la plupart à mesurer les bénéfices retirés par les usagers de leur consommation de services. Nous explorons aussi d'autres approches, utiles dans l'optique coûts-efficacité préconisée par la DCE, et mieux adaptées à la gestion opérationnelle de l'offre de services écologiques.
- En conclusion, on attend de l'évaluation des services écologiques qu'elle contribue à développer une culture de résultats dans la politique de l'eau. Mais y parvenir suppose une double démarche, celle des communautés scientifiques concernées pour faire progresser les méthodes d'évaluation et celle des gestionnaires pour s'en approprier les outils, une démarche reposant sur un approfondissement du dialogue entre science de l'environnement et décision.

Ressources matérielles, sociales, culturelles, individuelles, scientifiques et écologiques
STRUCTURES, FONCTIONS, PROCESSUS
Photosynthèse, Détoxification, Évaporation, Oxydation, sédimentation
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX
Services « abiotiques », Flux d'eau, énergie, Qualité d'eau, hydrogramme, forêts
BENEFICES, Pêche, Fourniture d'eau potable, hydroélectricité

eau, éléments chimiques, sédiment, température hydro-morphologie, biodiversité individuelle
Ressources matérielles, sociales, culturelles, individuelles, scientifiques et écologiques
Identification d'un ensemble écologiquement cohérent (système ou paysage)
Existence d'une entité de gestion globale, Evaluation du degré de déterminisme interne
Examen de la solidarité écologique, Analyse économique des services écosystémiques
STRUCTURES, FONCTIONS, PROCESSUS
Photosynthèse, Détoxification, Évaporation, Oxydation, sédimentation
SERVICES ENVIRONNEMENTAUX
Services « abiotiques », Flux d'eau, énergie, Qualité d'eau, hydrogramme, forêts
BENEFICES, Pêche, Fourniture d'eau potable, hydroélectricité

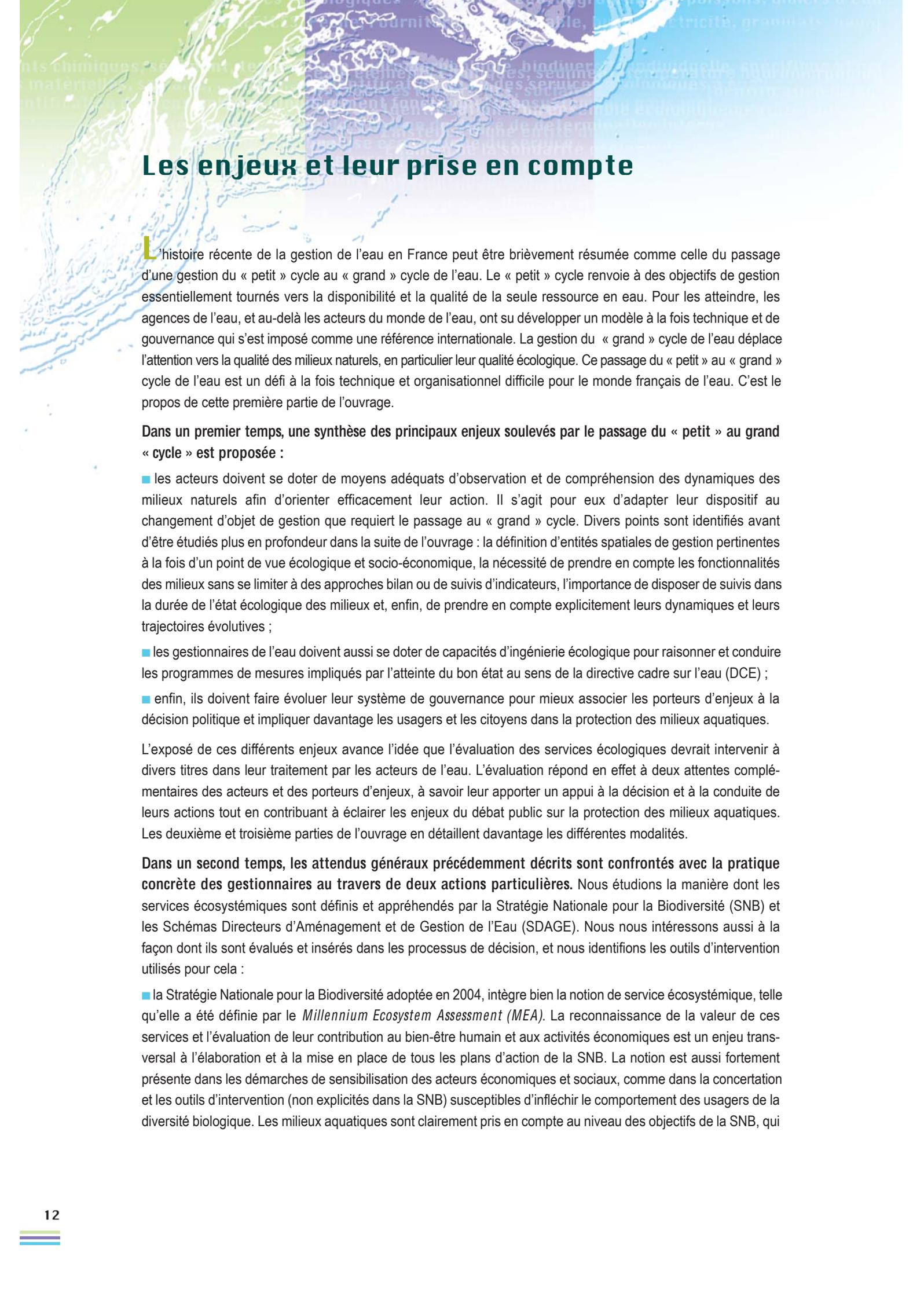
Sommaire

11		Résumé analytique
19		L'évaluation des services écologiques face aux enjeux de la politique de l'eau <ul style="list-style-type: none">■ Introduction■ Les enjeux■ La prise en compte des services écologiques dans les politiques publiques■ Eléments de conclusion
67		Analyse des concepts liés à l'évaluation des services <ul style="list-style-type: none">■ Introduction■ Quel objet d'analyse ?■ Services, fonctions, bénéfiques : clarification des concepts■ Synthèse
103		L'évaluation économique des services écologiques <ul style="list-style-type: none">■ Introduction■ La notion de services écologiques : la nature comme un ensemble stocks-flux■ Du capital naturel aux services rendus■ Des services au bien-être■ Régimes de responsabilité environnementale collective■ Le champ de l'évaluation des services écologiques■ Les formes de l'évaluation■ L'évaluation économique des services■ L'approche par les « coûts d'opportunité »■ Conclusion
147		Conclusion
153		Annexes
169		Références citées



Résumé analytique

- 12 ■ Les enjeux et leur prise en compte
- 14 ■ Analyse des concepts liés à l'évaluation des services
- 16 ■ L'évaluation économique des services
- 18 ■ Conclusion



Les enjeux et leur prise en compte

L'histoire récente de la gestion de l'eau en France peut être brièvement résumée comme celle du passage d'une gestion du « petit » cycle au « grand » cycle de l'eau. Le « petit » cycle renvoie à des objectifs de gestion essentiellement tournés vers la disponibilité et la qualité de la seule ressource en eau. Pour les atteindre, les agences de l'eau, et au-delà les acteurs du monde de l'eau, ont su développer un modèle à la fois technique et de gouvernance qui s'est imposé comme une référence internationale. La gestion du « grand » cycle de l'eau déplace l'attention vers la qualité des milieux naturels, en particulier leur qualité écologique. Ce passage du « petit » au « grand » cycle de l'eau est un défi à la fois technique et organisationnel difficile pour le monde français de l'eau. C'est le propos de cette première partie de l'ouvrage.

Dans un premier temps, une synthèse des principaux enjeux soulevés par le passage du « petit » au grand « cycle » est proposée :

- les acteurs doivent se doter de moyens adéquats d'observation et de compréhension des dynamiques des milieux naturels afin d'orienter efficacement leur action. Il s'agit pour eux d'adapter leur dispositif au changement d'objet de gestion que requiert le passage au « grand » cycle. Divers points sont identifiés avant d'être étudiés plus en profondeur dans la suite de l'ouvrage : la définition d'entités spatiales de gestion pertinentes à la fois d'un point de vue écologique et socio-économique, la nécessité de prendre en compte les fonctionnalités des milieux sans se limiter à des approches bilan ou de suivis d'indicateurs, l'importance de disposer de suivis dans la durée de l'état écologique des milieux et, enfin, de prendre en compte explicitement leurs dynamiques et leurs trajectoires évolutives ;
- les gestionnaires de l'eau doivent aussi se doter de capacités d'ingénierie écologique pour raisonner et conduire les programmes de mesures impliqués par l'atteinte du bon état au sens de la directive cadre sur l'eau (DCE) ;
- enfin, ils doivent faire évoluer leur système de gouvernance pour mieux associer les porteurs d'enjeux à la décision politique et impliquer davantage les usagers et les citoyens dans la protection des milieux aquatiques.

L'exposé de ces différents enjeux avance l'idée que l'évaluation des services écologiques devrait intervenir à divers titres dans leur traitement par les acteurs de l'eau. L'évaluation répond en effet à deux attentes complémentaires des acteurs et des porteurs d'enjeux, à savoir leur apporter un appui à la décision et à la conduite de leurs actions tout en contribuant à éclairer les enjeux du débat public sur la protection des milieux aquatiques. Les deuxième et troisième parties de l'ouvrage en détaillent davantage les différentes modalités.

Dans un second temps, les attendus généraux précédemment décrits sont confrontés avec la pratique concrète des gestionnaires au travers de deux actions particulières. Nous étudions la manière dont les services écosystémiques sont définis et appréhendés par la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) et les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion de l'Eau (SDAGE). Nous nous intéressons aussi à la façon dont ils sont évalués et insérés dans les processus de décision, et nous identifions les outils d'intervention utilisés pour cela :

- la Stratégie Nationale pour la Biodiversité adoptée en 2004, intègre bien la notion de service écosystémique, telle qu'elle a été définie par le *Millennium Ecosystem Assessment (MEA)*. La reconnaissance de la valeur de ces services et l'évaluation de leur contribution au bien-être humain et aux activités économiques est un enjeu transversal à l'élaboration et à la mise en place de tous les plans d'action de la SNB. La notion est aussi fortement présente dans les démarches de sensibilisation des acteurs économiques et sociaux, comme dans la concertation et les outils d'intervention (non explicités dans la SNB) susceptibles d'infléchir le comportement des usagers de la diversité biologique. Les milieux aquatiques sont clairement pris en compte au niveau des objectifs de la SNB, qui

insiste sur les pressions qui affectent la qualité des eaux (pollutions diffuses et ponctuelles) et les habitats (modification de la morphologie). Une priorité importante est donnée à la préservation des zones humides, du fait notamment de leur fragilité. En termes de services écologiques rendus par les milieux aquatiques, la SNB souligne leur importance pour la mise à disposition de la ressource en eau à des usages multiples et pour le bon fonctionnement des écosystèmes aquatiques. En revanche, la phase opérationnelle des plans d'actions ne fait référence que de manière limitée aux milieux aquatiques. Une évolution significative est apparue cependant avec le Grenelle de l'Environnement, qui place la ressource en eau et les milieux aquatiques au cœur du dispositif de restauration des continuités écologiques (trames verte et bleue), en cohérence avec la mise en œuvre de la DCE. Le bilan conduit en 2010 a conduit à la nouvelle SNB (2011-2020) qui entend corriger les problèmes identifiés au cours de sa première phase tout en promouvant la prise en compte des enjeux de la biodiversité par les acteurs publics et privés ;

■ les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), élaborés par les Comités de Bassin en application de la loi sur l'eau de 1992, puis de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006, sont des outils de planification décentralisée pour une gestion équilibrée de la ressource en eau. Le processus même d'élaboration des SDAGE, avec une forte implication des acteurs locaux, constitue un bon exemple d'apprentissage progressif de la prise en compte des services écologiques tout en restant très opérationnel sur les moyens et les pistes d'action à mettre en œuvre. Ainsi, après deux ou trois décennies centrées sur la lutte contre les pollutions ponctuelles majeures, la loi sur l'eau de 1992 définit l'eau comme un patrimoine commun, établit le principe de gestion équilibrée et donne une définition des zones humides. Les premiers SDAGE, construits à l'échelle des six grands bassins métropolitains et des bassins des DOM, marquent ainsi une étape que l'on ne peut ignorer : certains d'entre eux définissent en effet le concept d'espace de liberté des rivières ; les zones humides, en forte régression, sont mises en avant et doivent bénéficier de politiques volontaristes. Parallèlement les SAGE, élaborés à une échelle plus locale, prennent le relais et participent à la reconnaissance des diverses fonctionnalités des milieux aquatiques.

La notion de services écosystémiques, ou de services écologiques, n'apparaît pas comme telle dans la directive cadre sur l'eau de 2000. Néanmoins, le « bon état écologique », qu'elle impose d'ici à 2015 pour tous les milieux aquatiques superficiels, n'est pas sans lien avec ce concept. Les nouveaux SDAGE de 2009 font explicitement référence aux fonctionnalités du milieu (épuration, rétention, régulation hydrique), ainsi qu'aux enjeux liés aux zones humides, aux réservoirs biologiques, aux poissons migrateurs et à la biodiversité. Les services écologiques ont une valeur sociale reconnue pour l'approvisionnement en eau potable, les activités économiques existantes et potentielles (tourisme, loisirs...) et pour la santé humaine. Ces valeurs servent d'argumentaire dans les documents destinés à la consultation du public ;

■ les nouveaux SDAGE, en synergie avec le Grenelle de l'Environnement, fixent en outre des objectifs très concrets pour des enjeux en lien direct avec les services écologiques : préservation des espaces de mobilité des cours d'eau et des espaces de bon fonctionnement, protection des aires d'alimentation de captage, préservation des champs d'expansion des crues. Les outils d'intervention mis à la disposition des SDAGE ont une portée réglementaire et s'imposent aux autres dispositifs de planification (plan local d'urbanisme, schéma de cohérence territoriale), ce qui rend effective la prise en compte des fonctionnalités des milieux aquatiques aux échelles locales. Des mesures de compensation sont, de plus, prévues en cas de pertes de fonctionnalités.

Sur un plan méthodologique cependant, si la directive cadre sur l'eau a mobilisé les énergies pour faire monter en puissance les études économiques (coûts des programmes d'action, recouvrement du coût des services, argumentaires justifiant de coûts disproportionnés), force est de constater que l'évaluation des services écologiques reste encore dans un état très embryonnaire, et cela pour une double raison : le défaut de protocoles précis d'évaluation, définis selon des échelles spatiales et temporelles adéquates, ainsi que l'absence de prise en compte explicite de l'évaluation dans les procédures de négociation des objectifs environnementaux comme dans la prise de décision en matière de politique publique pour l'environnement.

Il apparaît clairement aujourd'hui que les acteurs de la gestion de l'eau intègrent de plus en plus l'intérêt de prendre en considération les services écologiques. Il semble toutefois que certains débats gagneraient sans doute en clarté, certaines ambitions en force politique si des éléments de méthodes d'évaluation, comme des procédures d'implication des acteurs dans l'utilisation de ces méthodes, permettaient de mieux qualifier ces services.

Analyse des concepts liés à l'évaluation des services

Cette deuxième partie de l'ouvrage examine de manière critique les différents concepts mobilisés par la notion de service écologique.

Elle s'interroge tout d'abord sur la pertinence du concept d'écosystème comme entité à la source de ces services. L'analyse souligne, en particulier en France, l'importance et la diversité, tant passée qu'actuelle, des interactions entre les dimensions physiques, biologiques et socioéconomiques d'un milieu aquatique et la difficulté de distinguer concrètement ce qui relève de la dimension « naturelle » et de ce qui traduit la dimension « anthropique » de ces milieux. C'est pourquoi l'ouvrage propose d'utiliser le concept plus large « d'hydrosystème » pour rendre compte de l'étroite imbrication entre ces différents compartiments.

La question des limites concrètes de cet hydrosystème, c'est-à-dire de l'entité spatiale dont on cherchera à identifier et évaluer les services est ensuite explorée. En effet, même si les différents compartiments physiques, biologiques et socioéconomiques sont fortement intriqués, ils ont des limites spatiales différentes. En outre, il faut également tenir compte de l'importance des relations entre milieux aquatiques et milieux terrestres et, en particulier, du rôle clé que jouent les interfaces entre ces deux ensembles dans l'élaboration de nombreux services écologiques (dénitrification, atténuation de l'érosion etc.). Il y a donc un choix à opérer pour délimiter, dans une perspective opérationnelle, l'hydrosystème. Une démarche itérative et par étape est proposée pour identifier cette entité spatiale, démarche aboutissant à ce que l'hydrosystème représente à la fois une entité fonctionnelle en termes écologiques et un « espace de gouvernance » – explicite ou implicite – de ces services.

Plusieurs clarifications sont ensuite proposées entre des notions souvent considérées comme similaires :

- une première distinction, mineure, est à opérer entre « services écologiques » et « services écosystémiques ». Le premier terme apparaît plus générique car pouvant s'appliquer à des entités spatiales composites, regroupant des écosystèmes variés ;
- une deuxième distinction, beaucoup plus importante, est proposée entre « services écologiques » et « services environnementaux ». Ces derniers peuvent en effet inclure des services issus du compartiment physique (ressources minérales, capacité de transport etc.) mais qui ne sont pas dépendantes du fonctionnement du compartiment biologique. On souligne en particulier la nécessité d'opérer cette distinction pour ne pas masquer, dans une évaluation globale, des contradictions possibles entre l'utilisation de ces deux types de services tels que la diminution éventuelle des services écologiques du fait d'une utilisation accrue de ressources physiques ;
- la troisième distinction, essentielle, est à opérer entre « services écologiques » et « bénéfiques issus (ou induits) des écosystèmes ». La seconde notion inclut en effet, de manière parfois prédominante, des investissements humains pour bénéficier des services écologiques, comme c'est le cas par exemple pour beaucoup d'activités récréatives dans les milieux aquatiques. Ces dépenses, même si certaines d'entre elles peuvent être utilisées comme une mesure de la valeur accordée à ces services, ne peuvent pas être considérées comme une « production » de l'hydrosystème. Cette distinction, même si elle conduit à réduire sensiblement l'estimation du service écologique *sensu stricto* apparaît utile pour, d'une part, tenir compte du fait que des investissements permettant d'augmenter les bénéfiques induits peuvent parfois dégrader le service écologique (cas de certains aménagements touristiques induisant une sur-fréquentation) et, d'autre part, pour ne pas donner à penser que l'estimation du service écologique définirait le « meilleur choix » pour l'utilisation de ce service (comme dans le cas de l'arbitrage entre pêche amateur et pêche professionnelle des poissons migrateurs).

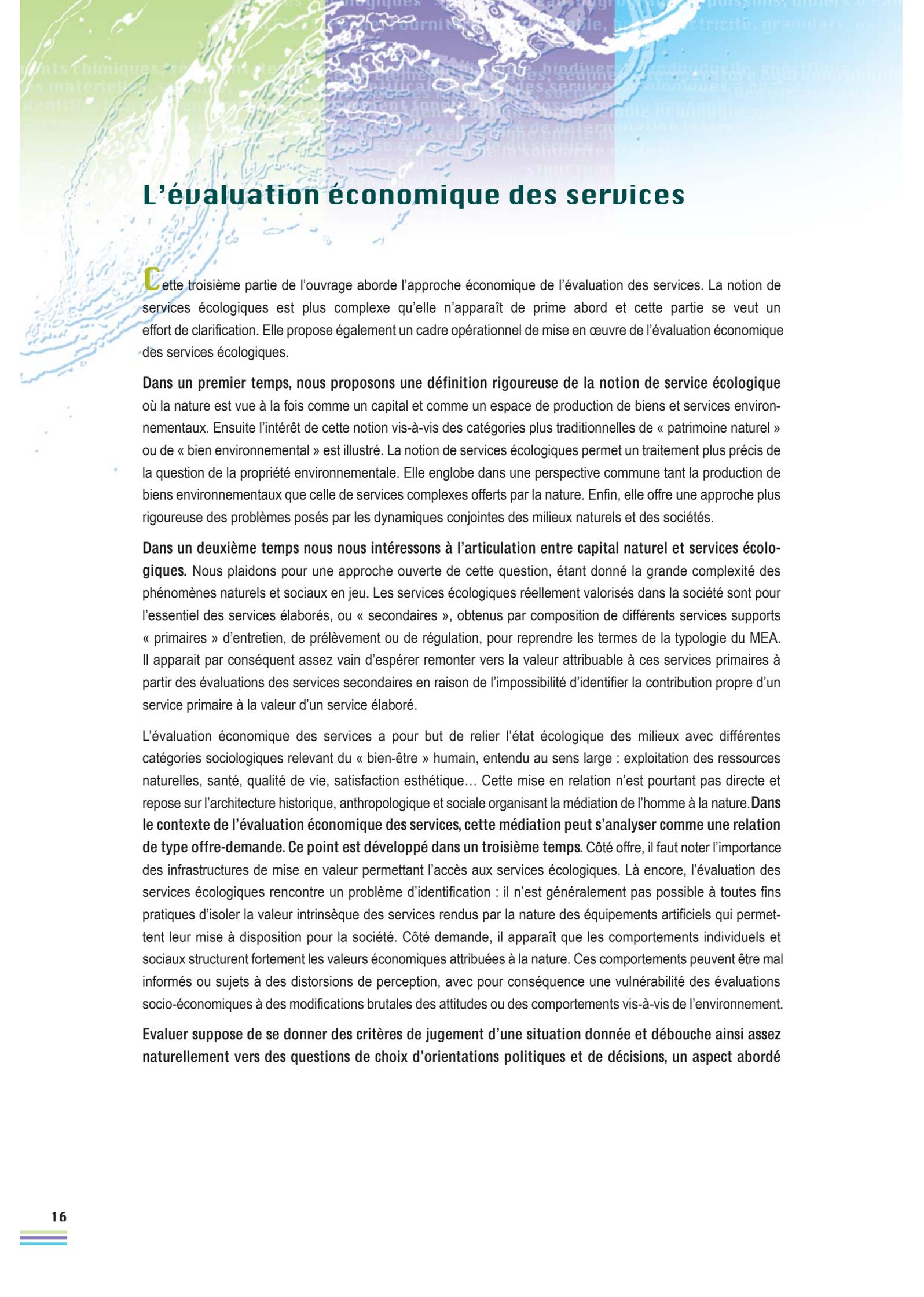
De manière plus succincte, l'ouvrage évoque également la problématique du « PNB vert », qui amène à définir un troisième ensemble, celui des bénéfiques issus des écosystèmes (en tant qu'éléments de bien-être) mais non

inclus dans le PNB « classique », car ne faisant pas l'objet d'échanges marchands (comme les promenades le long des cours d'eau). Il est souligné que cette distinction entre services écologiques, bénéfiques induits et contribution au PNB vert, n'a pas pour but de définir la « bonne notion » à utiliser mais seulement d'obliger à expliciter les choix qui seront faits pour l'évaluation économique.

Enfin, l'intérêt d'introduire une distinction entre services écologiques, finaux ou intermédiaires, et fonctions ou processus écologiques est examiné du double point de vue économique et écologique. En termes d'analyse économique, il semble difficile et peu pertinent de vouloir identifier et, surtout, évaluer les processus amont contribuant à la production des services. Par contre, en termes écologiques, il est clair que la notion d'analyse fonctionnelle – c'est-à-dire d'examen de la capacité des milieux aquatiques à fournir durablement les services – doit être développée, dès lors que la mesure directe et à court terme des services ne préjuge aucunement de leur durabilité. Il est cependant souligné la complexité de l'identification de ces différentes fonctions et la nécessité de développer des indicateurs synthétiques de « santé des écosystèmes » résumant cette analyse fonctionnelle, en perfectionnant en particulier les indicateurs actuels de « bon état écologique ».

Le dernier volet de cette partie est consacré à l'identification des différents services écologiques pouvant être évalués, à partir de diverses listes proposées dans la littérature, et, surtout, à la question de leur typologie. En effet, même si la typologie en quatre groupes (services d'entretien, services d'approvisionnement, services de régulation, services socio-culturels) proposée en 2005 par le *Millennium Ecosystem Assessment* est, de très loin, la plus utilisée, elle présente plus un intérêt pédagogique qu'opérationnel, du fait en particulier de nombreux « doubles comptes » possibles dans l'évaluation des services. A titre d'exemple, deux autres typologies, à caractère plus « politique », sont proposées et discutées :

- l'une est fondée sur l'identification du caractère public ou privé des services, sur la base du croisement de deux critères classiques, celui de rivalité (l'usage par les uns restreint ou non l'usage par les autres) et celui d'exclusion (il est possible ou non d'empêcher concrètement l'usage à certains). En prenant l'exemple de la pêche, il est souligné que l'affectation d'un service à l'une des quatre catégories ainsi créées n'est pas une propriété intrinsèque du service mais peut dépendre en fait de politiques publiques qui seront susceptibles d'en modifier le statut et doivent donc être assumées ;
- la seconde distingue les services selon leur lieu d'utilisation, depuis des services produits et utilisés dans un territoire donné (comme beaucoup de services récréatifs « de proximité ») jusqu'à des services qui bénéficient pour l'essentiel à d'autres territoires. Là aussi il s'agit, à partir d'une telle typologie, de poser la question « politique » de la pondération à accorder à ces différents services (une simple addition des valeurs ne va pas de soi) et, à travers elle, de la solidarité écologique, c'est-à-dire des transferts de bénéfices à réaliser, à différentes échelles (entre pays, régions, communes etc.), entre producteurs et utilisateurs de ces services.



L'évaluation économique des services

Cette troisième partie de l'ouvrage aborde l'approche économique de l'évaluation des services. La notion de services écologiques est plus complexe qu'elle n'apparaît de prime abord et cette partie se veut un effort de clarification. Elle propose également un cadre opérationnel de mise en œuvre de l'évaluation économique des services écologiques.

Dans un premier temps, nous proposons une définition rigoureuse de la notion de service écologique où la nature est vue à la fois comme un capital et comme un espace de production de biens et services environnementaux. Ensuite l'intérêt de cette notion vis-à-vis des catégories plus traditionnelles de « patrimoine naturel » ou de « bien environnemental » est illustré. La notion de services écologiques permet un traitement plus précis de la question de la propriété environnementale. Elle englobe dans une perspective commune tant la production de biens environnementaux que celle de services complexes offerts par la nature. Enfin, elle offre une approche plus rigoureuse des problèmes posés par les dynamiques conjointes des milieux naturels et des sociétés.

Dans un deuxième temps nous nous intéressons à l'articulation entre capital naturel et services écologiques. Nous plaidons pour une approche ouverte de cette question, étant donné la grande complexité des phénomènes naturels et sociaux en jeu. Les services écologiques réellement valorisés dans la société sont pour l'essentiel des services élaborés, ou « secondaires », obtenus par composition de différents services supports « primaires » d'entretien, de prélèvement ou de régulation, pour reprendre les termes de la typologie du MEA. Il apparaît par conséquent assez vain d'espérer remonter vers la valeur attribuable à ces services primaires à partir des évaluations des services secondaires en raison de l'impossibilité d'identifier la contribution propre d'un service primaire à la valeur d'un service élaboré.

L'évaluation économique des services a pour but de relier l'état écologique des milieux avec différentes catégories sociologiques relevant du « bien-être » humain, entendu au sens large : exploitation des ressources naturelles, santé, qualité de vie, satisfaction esthétique... Cette mise en relation n'est pourtant pas directe et repose sur l'architecture historique, anthropologique et sociale organisant la médiation de l'homme à la nature. **Dans le contexte de l'évaluation économique des services, cette médiation peut s'analyser comme une relation de type offre-demande. Ce point est développé dans un troisième temps.** Côté offre, il faut noter l'importance des infrastructures de mise en valeur permettant l'accès aux services écologiques. Là encore, l'évaluation des services écologiques rencontre un problème d'identification : il n'est généralement pas possible à toutes fins pratiques d'isoler la valeur intrinsèque des services rendus par la nature des équipements artificiels qui permettent leur mise à disposition pour la société. Côté demande, il apparaît que les comportements individuels et sociaux structurent fortement les valeurs économiques attribuées à la nature. Ces comportements peuvent être mal informés ou sujets à des distorsions de perception, avec pour conséquence une vulnérabilité des évaluations socio-économiques à des modifications brutales des attitudes ou des comportements vis-à-vis de l'environnement.

Evaluer suppose de se donner des critères de jugement d'une situation donnée et débouche ainsi assez naturellement vers des questions de choix d'orientations politiques et de décisions, un aspect abordé

dans un quatrième temps. Dans une logique de décision, l'évaluation économique des services est une des étapes d'une analyse coûts-bénéfices des choix publics en faveur de l'environnement. L'analyse coûts-bénéfices s'insère elle-même dans le contexte plus large de la définition et de la mise en œuvre politique de ce qu'on appellera un « régime de responsabilité environnementale collective », régime politique institué par la loi et les pratiques sociales. Dans le contexte d'un tel régime, ce n'est plus « d'évaluation » mais « d'évaluations » qu'il convient d'ailleurs de parler, les acteurs, tant privés que publics, exprimant divers besoins d'évaluations pour conduire leurs actions. Ces différents besoins sont recensés dans trois domaines essentiels : l'exploitation et la protection des ressources naturelles ; la régulation des comportements des agents économiques, ménages ou entreprises ; et le financement des politiques de protection de la nature ou de l'indemnisation des dommages écologiques. L'évaluation répond ainsi à deux attentes complémentaires des acteurs sociaux : disposer d'outils opérationnels de prise de décision en matière environnementale d'une part, et, d'autre part, éclairer le débat politique autour des enjeux de la protection de la nature, c'est-à-dire accompagner les évolutions du régime de responsabilité environnementale collective.

Ayant identifié ces attentes, **nous discutons dans un cinquième temps des formes existantes d'évaluation**, formes que l'on classe en trois catégories : les évaluations « éco-centrées », portées par les sciences de l'environnement et des milieux, les évaluations « socio-centrées » produites dans le champ des sciences de l'homme et de la société, et les « co-évaluations », approches multidisciplinaires visant à proposer des diagnostics intégrés des rapports homme-nature.

Dans un sixième temps, nous abordons les problèmes plus spécifiques posés par l'évaluation économique des services écologiques. Notre propos n'est pas de proposer une recension détaillée des méthodes existantes d'évaluation économique, de nombreux guides méthodologiques ayant déjà effectué ce travail. On s'attache ici davantage à préciser ce qui rapproche et distingue ces méthodes et à apprécier leur potentiel d'application dans différents contextes ainsi que leurs limites. A côté d'un résumé des méthodes d'évaluation environnementale usuelles (méthode des coûts de transports, approches hédoniques ou évaluations contingentes), nous consacrons un développement plus conséquent aux approches par les coûts d'opportunité, moins bien connues que les précédentes mais au potentiel intéressant pour gérer l'offre des services écologiques selon l'optique coûts-efficacité préconisée par la DCE.

Enfin dans un septième temps, **nous proposons un cadre opérationnel de mise en œuvre de l'approche économique de l'évaluation des services écologiques pour les hydrosystèmes.**

Conclusion

La conclusion souligne à nouveau que **les exigences nouvelles de la DCE en matière de protection des milieux naturels supposent de faire significativement évoluer les dispositifs publics de gestion de l'eau**. L'évaluation des services écologiques devrait donc intervenir en appui de cette évolution, en identifiant des pistes d'action à la fois pertinentes au plan écologique et réalistes au plan économique et social.

Depuis les travaux du *Millennium Ecosystem Assessment* en 2005, l'évaluation des services écologiques a progressivement gagné en crédit, tant au sein de la communauté scientifique qu'auprès des décideurs. Le rapport de Pavan Sukhdev sur "l'économie de la biodiversité et des services écosystémiques" à la Conférence des Nations Unies de Nagoya, et les discussions suscitées par ce travail, illustrent assez bien l'importance prise aujourd'hui par l'évaluation des services écologiques dans le débat politique environnemental.

Une telle évolution soulève cependant deux enjeux complémentaires :

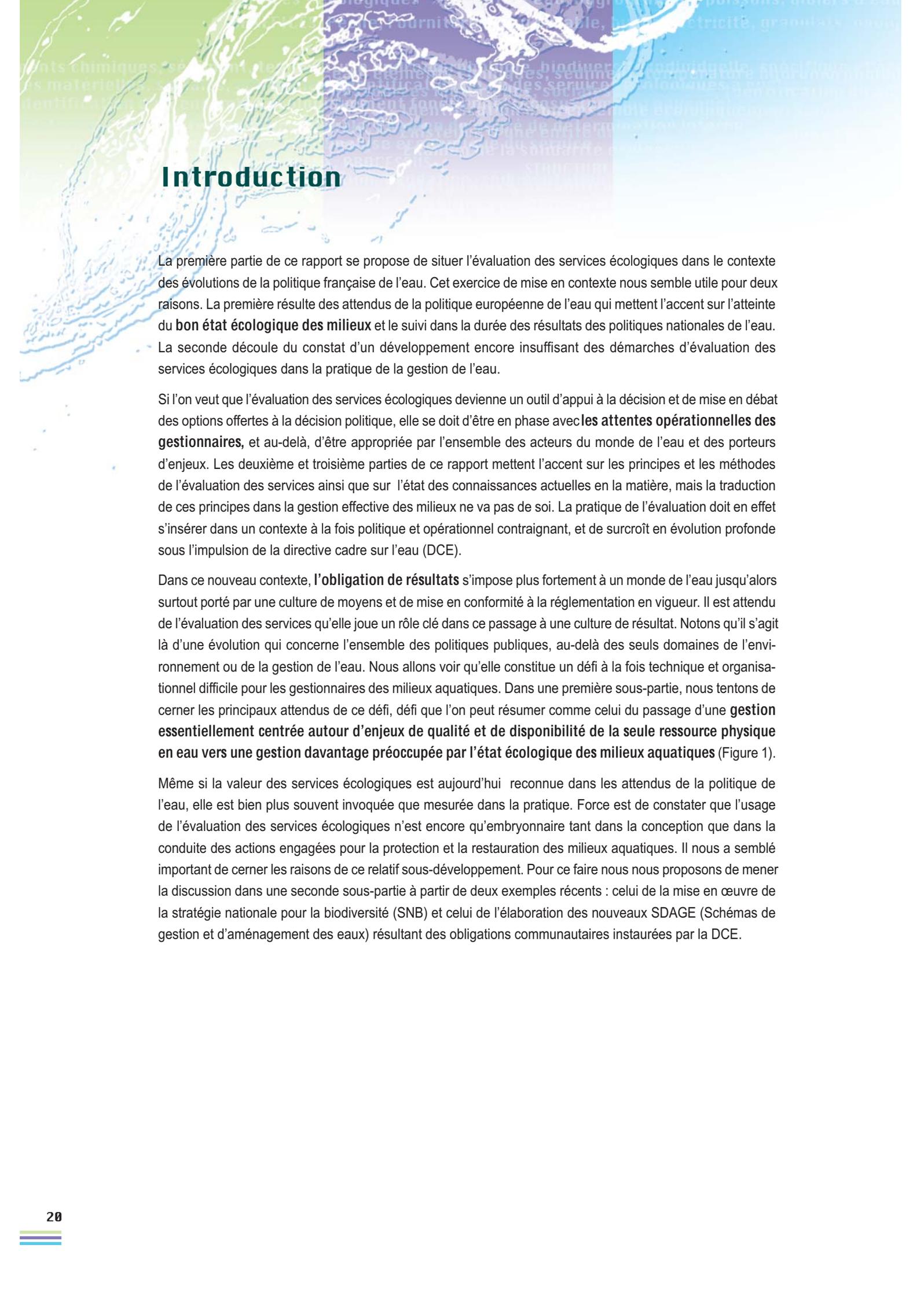
- tout d'abord, les communautés scientifiques concernées doivent faire progresser les méthodes d'évaluation et améliorer la fiabilité et la pertinence des valeurs produites. Il s'agit d'un enjeu scientifique supposant des recherches disciplinaires et trans-disciplinaires, associant plus étroitement qu'aujourd'hui sciences des milieux et du vivant et sciences humaines et sociales ;
- le second enjeu concerne l'appropriation de la démarche d'évaluation des services écologiques par les gestionnaires des milieux et les porteurs d'enjeux. Produire des évaluations et des méthodes d'évaluation réellement utiles à la décision publique ne saurait relever d'une simple logique de transfert des connaissances de la science vers les utilisateurs et requiert un véritable effort collaboratif associant scientifiques et gestionnaires.

Répondre à ce double défi suppose donc la mise en œuvre d'une programmation scientifique adaptée et la création d'une interface pérenne de dialogue entre scientifiques et gestionnaires.



L'évaluation des services écologiques face aux enjeux de la politique de l'eau

- 20 ■ Introduction
- 22 ■ Les enjeux
- 45 ■ La prise en compte des services écologiques dans les politiques publiques
- 65 ■ Eléments de conclusion



Introduction

La première partie de ce rapport se propose de situer l'évaluation des services écologiques dans le contexte des évolutions de la politique française de l'eau. Cet exercice de mise en contexte nous semble utile pour deux raisons. La première résulte des attendus de la politique européenne de l'eau qui mettent l'accent sur l'atteinte du **bon état écologique des milieux** et le suivi dans la durée des résultats des politiques nationales de l'eau.

La seconde découle du constat d'un développement encore insuffisant des démarches d'évaluation des services écologiques dans la pratique de la gestion de l'eau.

Si l'on veut que l'évaluation des services écologiques devienne un outil d'appui à la décision et de mise en débat des options offertes à la décision politique, elle se doit d'être en phase avec **les attentes opérationnelles des gestionnaires**, et au-delà, d'être appropriée par l'ensemble des acteurs du monde de l'eau et des porteurs d'enjeux. Les deuxième et troisième parties de ce rapport mettent l'accent sur les principes et les méthodes de l'évaluation des services ainsi que sur l'état des connaissances actuelles en la matière, mais la traduction de ces principes dans la gestion effective des milieux ne va pas de soi. La pratique de l'évaluation doit en effet s'insérer dans un contexte à la fois politique et opérationnel contraignant, et de surcroît en évolution profonde sous l'impulsion de la directive cadre sur l'eau (DCE).

Dans ce nouveau contexte, **l'obligation de résultats** s'impose plus fortement à un monde de l'eau jusqu'alors surtout porté par une culture de moyens et de mise en conformité à la réglementation en vigueur. Il est attendu de l'évaluation des services qu'elle joue un rôle clé dans ce passage à une culture de résultat. Notons qu'il s'agit là d'une évolution qui concerne l'ensemble des politiques publiques, au-delà des seuls domaines de l'environnement ou de la gestion de l'eau. Nous allons voir qu'elle constitue un défi à la fois technique et organisationnel difficile pour les gestionnaires des milieux aquatiques. Dans une première sous-partie, nous tentons de cerner les principaux attendus de ce défi, défi que l'on peut résumer comme celui du passage d'une **gestion essentiellement centrée autour d'enjeux de qualité et de disponibilité de la seule ressource physique en eau vers une gestion davantage préoccupée par l'état écologique des milieux aquatiques** (Figure 1).

Même si la valeur des services écologiques est aujourd'hui reconnue dans les attendus de la politique de l'eau, elle est bien plus souvent invoquée que mesurée dans la pratique. Force est de constater que l'usage de l'évaluation des services écologiques n'est encore qu'embryonnaire tant dans la conception que dans la conduite des actions engagées pour la protection et la restauration des milieux aquatiques. Il nous a semblé important de cerner les raisons de ce relatif sous-développement. Pour ce faire nous nous proposons de mener la discussion dans une seconde sous-partie à partir de deux exemples récents : celui de la mise en œuvre de la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) et celui de l'élaboration des nouveaux SDAGE (Schémas de gestion et d'aménagement des eaux) résultant des obligations communautaires instaurées par la DCE.

Figure

1

...éléments chimiques
 ...ressources matérielles
 Identification d'
 Existence d'une
 Examen de la s
 ...s, sociales, cultur
 Photosynthèse, u
 SERVICES ENU
 Services «écolo
 BÉNÉFICES, Pêch
 ...édiment, température
 ...ciales, culturelles
 ...de
 ensemble écologi
 ...ité de gestion globale
 ...rtie écologique, Anal
 ...TURES, FONCTIONS, PR
 ...ification, Evaporatio
 ...s, exigences chimiq
 ...ressources matérielles
 ...es, qualité de l'eau, R
 ...Existence d'une
 Examen de la so
 ...si
 Photosynthèse, R
 ...S SERVICES ENU



a © C. Maître - Inra
 b © B. Chevassus-au-Louis
 c © M. Bramard - Onema
 d © C. Czerw - Onema

Atteindre le bon état écologique des milieux aquatiques, un nouvel enjeu de la politique publique.



Les enjeux

Nous développons ici l'idée que la tendance récente de la politique de l'eau peut être décrite comme celle du passage d'une gestion du « petit » cycle de l'eau, essentiellement concernée par l'état de la seule ressource en eau à celle du « grand » cycle de l'eau, incluant le bon état écologique et les fonctionnalités des milieux naturels. Notre définition du « petit » cycle de l'eau diffère de l'acception courante de ce terme parmi les gestionnaires. Il désigne ici ce qu'usuellement on appelle le grand cycle de l'eau, notre propre « grand » cycle apparaissant alors comme un « très grand cycle », incluant les milieux naturels associés, une terminologie oiseuse. Notre propre choix terminologique veut mettre en avant que la gestion des milieux aquatiques ne saurait se réduire à celle de la disponibilité ou de la qualité de la seule ressource en eau. L'évolution impulsée par la DCE suppose d'étendre l'attention de la seule qualité de l'eau vers la situation écologique d'ensemble des milieux. Elle implique également d'étendre le champ des valeurs sociales prises en compte dans la conduite de la politique de l'eau au-delà des valeurs d'usage marchandes (fourniture d'eau potable, approvisionnement en eau des industries et de l'agriculture) vers les valeurs non marchandes et même de non-usage des milieux aquatiques. Enfin elle requiert une évolution de la gouvernance de la politique de l'eau vers une plus forte implication des usagers et des porteurs d'enjeux dans la protection des milieux naturels.

Du petit au grand cycle de l'eau

■ La politique française de l'eau avant la DCE

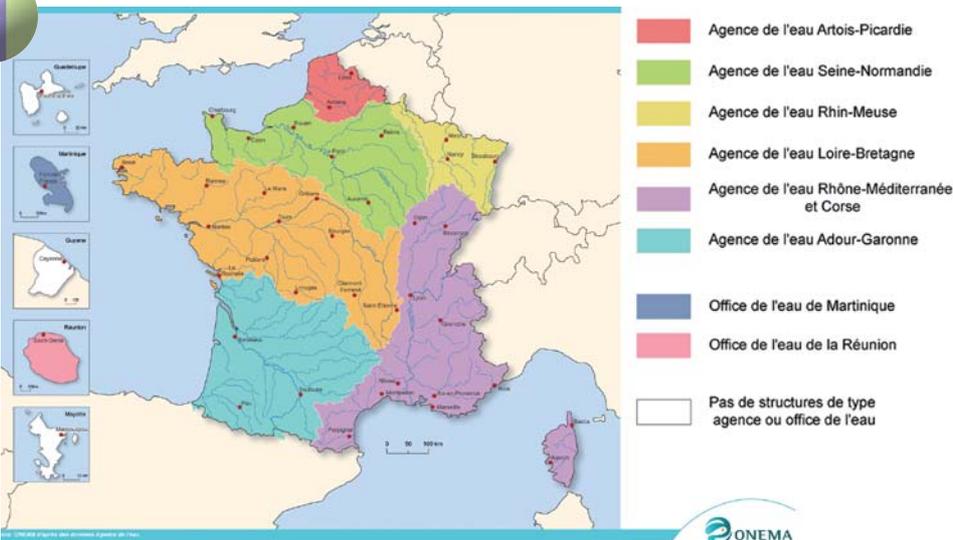
Jusqu'à la mise en œuvre de la **Directive cadre sur l'eau** et les milieux aquatiques (DCE), on peut résumer ainsi les principales orientations de la politique française de l'eau.

Les rédacteurs de la **Loi sur l'eau de 1964**, loi qui a largement institué le cadre juridique et administratif actuel de la politique de l'eau en France, avaient une triple préoccupation (Valiron, 1990). D'une part, il s'agissait dans le contexte de l'après-guerre d'assurer tant l'approvisionnement des populations en eau potable de bonne qualité sanitaire que celui des industries et de l'agriculture. D'autre part, dans un contexte d'industrialisation et d'urbanisation rapide de notre pays, il convenait de limiter la contamination des eaux brutes par les effluents industriels ainsi que par ceux issus des collectivités urbaines. Enfin, il importait d'assurer de manière pérenne les volants financiers nécessaires à l'atteinte de ces deux objectifs.

De façon très originale pour l'époque, ils vont proposer le recours à un système d'agences déléguées, les agences financières de bassin qui deviendront par la suite les **agences de l'eau** (Figure 2). Autre originalité, les territoires de compétence de ces agences ne recouvriront pas les limites administratives usuelles du territoire français (communes, départements ou régions) mais les limites hydrographiques des grands bassins versants (avec une répartition ad hoc pour les territoires situés hors de la métropole qui n'interviendra que plus tard). Enfin, et c'est là encore une approche très nouvelle pour une époque largement dominée par le centralisme politique et administratif, ils vont proposer que ces agences évoluent dans un contexte décentralisé, avec une large autonomie de décision en matière financière placée sous le contrôle des élus locaux et de ceux qu'on n'appelait pas encore les « parties prenantes », représentants des usagers et ayants droits sur la ressource, parties prenantes regroupées au sein des **Comités de Bassin**.

Figure

2



Les circonscriptions de bassins en France.

Historiquement, on peut repérer trois grandes étapes dans l'action des agences de l'eau en faveur des milieux aquatiques. Dans une première phase (années 1970 et début des années 1980), les agences vont se concentrer sur la **maîtrise des pollutions industrielles**, de loin les plus préoccupantes à cette époque. En dépit des résistances des acteurs concernés et de l'opposition sourde du Trésor au principe de ressources fiscales affectées à des institutions qu'il ne contrôle pas, elles vont parvenir à instaurer un système de contractualisation efficace avec les industriels, conditionnant l'octroi d'aides financières à des efforts de maîtrise de leurs pollutions. Trois facteurs ont concouru à la réussite de cette politique : d'une part, les industriels sont soumis à la **législation sur les installations classées** et déjà surveillés à ce titre par les services compétents de police des eaux ; d'autre part, les pollutions à réduire proviennent de **sources ponctuelles** bien localisées sur le bassin et aux caractéristiques directement mesurables en sortie d'installation ; enfin, les industriels eux-mêmes peuvent avoir intérêt à réduire leurs effluents dans le cadre d'opérations de rationalisation ou de modernisation de leurs procédés de fabrication (passage à des installations en circuit fermé par exemple).

A partir des années 1980, les agences de l'eau vont s'investir de plus en plus dans la maîtrise de l'**assainissement des collectivités urbaines**. Là aussi, elles auront à faire face aux résistances de certains élus locaux hostiles au principe des redevances. Impulsée par la **directive eaux résiduaires urbaines (DERU)** en 1991, leur action va se trouver confrontée à un changement significatif d'échelle, tant par la multiplicité des sources de pollution à traiter que par les masses financières en jeu. Si le doublement des redevances intervenu en 1993 va donner aux agences de l'eau les moyens de leur politique, la réussite de leur action va devenir largement dépendante d'une cogestion souvent délicate avec les collectivités locales. Il faudra attendre 2010, soit une vingtaine d'années, pour que les objectifs de la DERU soient globalement atteints sur le territoire métropolitain.

A partir du milieu des années 1990, les agences de l'eau voient leur statut évoluer vers celui d'un **acteur global de la gestion de l'eau** dans la perspective de la mise en oeuvre de la DCE. Leurs Comités de Bassin intègrent de nouveaux acteurs, associations de défense de la nature en particulier. Leurs missions évoluent dans un cadre prospectif plus large que celui de leurs programmes d'intervention d'origine, le périmètre des **SDAGE** (Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux). Enfin, elles n'ont plus seulement vocation à gérer des pollutions industrielles et urbaines mais doivent aussi faire face à la montée préoccupante des **pollutions d'origine agricole**, aux problèmes de gestion quantitative résultant en particulier du développement de l'irrigation, ainsi qu'à des enjeux de **qualité écologique** des eaux et des milieux naturels associés. Amorcé par la loi sur l'eau de 1992 puis par la loi Barnier de 1995, ce statut nouveau d'acteur global va être conforté par la LEMA (Loi sur l'eau et les milieux aquatiques) en 2006 et s'affirme aujourd'hui avec l'application de la directive cadre sur l'eau.

■ « Petit » et « grand » cycle de l'eau

On peut résumer la tendance générale de cette évolution comme celle du passage d'une gestion du « petit » cycle de l'eau à celle du « grand » cycle de l'eau. Le tableau 1 illustre les enjeux principaux de ce passage, enjeux que l'on développera par la suite.

Tableau 1

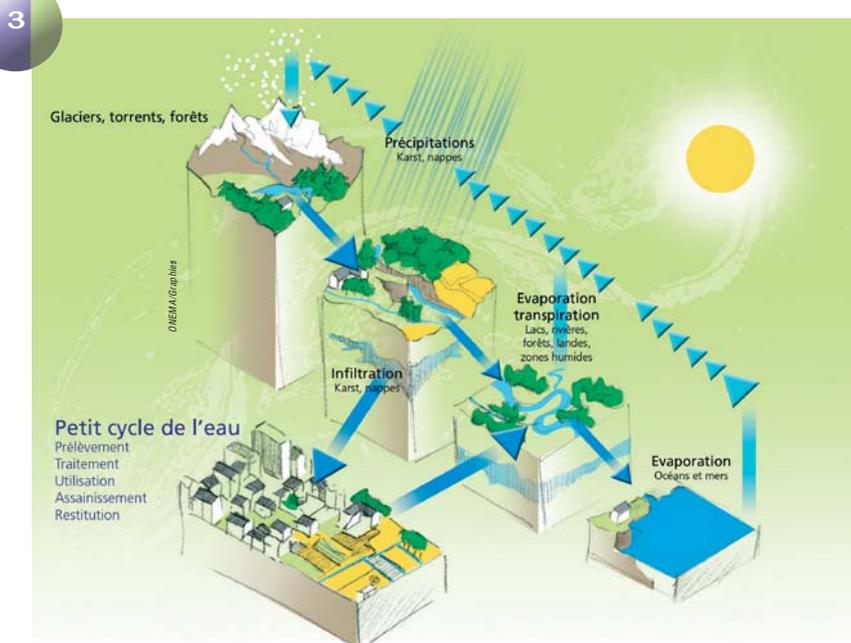
1

Caractéristiques principales du petit et du grand cycle de l'eau.

Le « petit » cycle : l'eau vecteur d'influences mutuelles	Le « grand » cycle : l'eau milieu de vie
Indicateurs d'état du milieu physico-chimiques	Indicateurs biologiques
Echelle de BV emboîtés, logique amont-aval : solidarité de bassin	Echelle : milieux, habitats, corridors, autres grains spatiaux que les BV.
Interaction : émetteurs-récepteurs identifiés	Interaction : effets retards, résilience, identification floue des émetteurs-récepteurs souvent non humains
Identification émetteurs-émissions, récepteurs-doses de contaminants	Pas de bijection simple impacts, facteurs d'impact
Imputation aux responsables (« pollueurs ») des conséquences (effets sur les « pollués » et la qualité des eaux brutes)	Responsables diffus, difficilement identifiables
Principe pollueur-payeur, police des eaux, action juridique	Démarches participatives, engagements volontaires, contrats Justifier les financements et les projets

Le « petit » cycle de l'eau correspond grosso modo au cadre à la fois physique et politique dans lequel ont évolué les agences de l'eau et au-delà les acteurs de l'eau jusqu'à présent. Le « grand » cycle de l'eau met davantage l'accent sur les milieux naturels associés et plus seulement sur la seule ressource en eau brute (Figure 3). **Le passage au « grand » cycle de l'eau constitue pour les acteurs concernés un défi à la fois technique et organisationnel difficile.** C'est dans cette perspective que l'on va discuter des enjeux de l'évaluation des services écologiques.

Figure 3

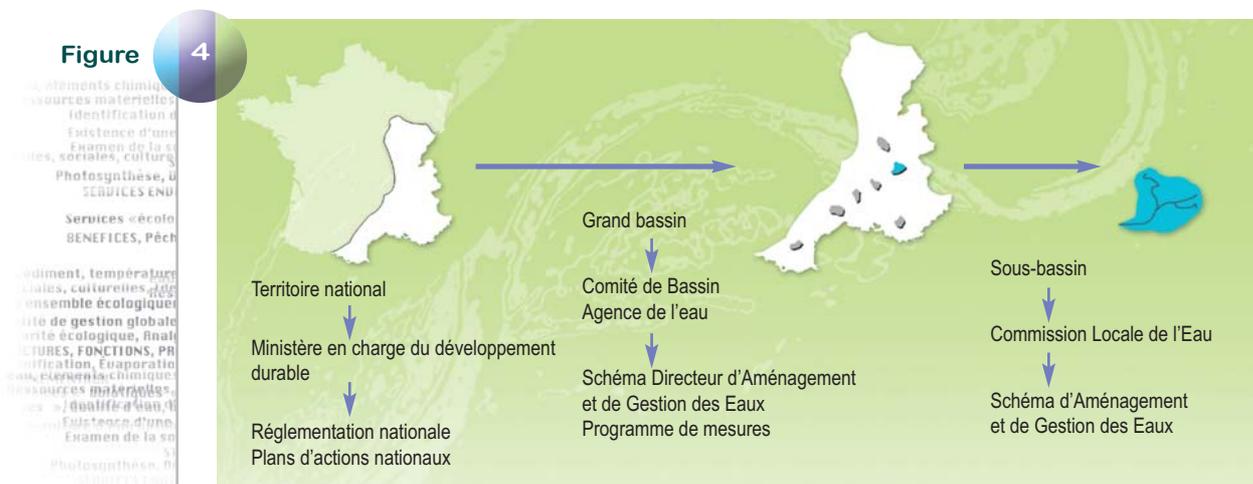


Du petit au grand cycle de l'eau.

Auparavant, il convient de souligner quelques aspects majeurs de la gestion du petit cycle. Cette gestion s'inscrit en effet dans une cohérence à la fois **technique et politique** qui a fait la force du **modèle français de gestion de l'eau**. Le territoire d'action en est le bassin versant. Le **bassin versant** est organisé selon une logique amont-aval, tant pour le transfert des volumes disponibles de ressource que pour celui des polluants. L'exploitation conjointe d'eaux superficielles et souterraines vient bien sûr compliquer ce schéma, mais l'expérience montre que l'action des agences de l'eau a surtout porté sur les flux et aquifères superficiels, ce qui conforte notre vision de leur gestion comme concernant en premier lieu le « petit » cycle de l'eau. A l'intérieur d'un bassin versant, **les pressions sur la ressource** peuvent se représenter comme une matrice d'impacts réciproques des usagers les uns sur les autres. Qu'il s'agisse de conflits d'usage en situation de pénurie ou de transferts de pollution vers des cours d'eau ou des nappes, les milieux aquatiques sont traités comme des vecteurs d'influence mutuelle des comportements des acteurs économiques et sociaux en matière de prélèvement et de contamination des eaux brutes. Les écosystèmes en tant que tels sont en quelque sorte « transparents » dans la gestion du petit cycle, seul comptant l'état de la ressource circulant dans les milieux. L'appréciation de l'état des milieux y est donc supposée réductible à **une matrice d'indicateurs physico-chimiques de qualité** de la seule ressource en eau.

Ces indicateurs peuvent être reliés de manière plus ou moins directe (précisément pour les sources de pollution industrielles ou urbaines, plus difficilement pour les pollutions agricoles) avec des émissions, et donc des émetteurs, comme avec des récepteurs, usagers victimes d'une détérioration de la qualité de l'eau. Il est alors possible de mettre en œuvre **le principe pollueur payeur** et de définir des programmes de mesures ciblées vers les émetteurs identifiés, mesures graduées selon la gravité des atteintes à la qualité des eaux brutes. C'est cette stratégie qui a permis historiquement aux agences de l'eau de résorber l'essentiel des « points noirs » de pollution en France. On peut remarquer à ce stade que cette approche est surtout **curative**, bien adaptée à des situations déjà dégradées, mais assez peu tournée vers **la prévention**, et au-delà vers des mesures de conservation de milieux encore en bon état.

On retrouve cette cohérence dans la **gouvernance du système eau** (Figure 4). L'appréciation de la qualité des eaux comme la définition des actions curatives à entreprendre s'appuie sur l'expertise technique et d'ingénierie des agences de l'eau, des services de police des eaux et, le cas échéant, des grandes collectivités, des industriels, des sociétés d'ingénierie ainsi que des acteurs privés de la distribution d'eau. Cette expertise couvre un large spectre allant de la connaissance de l'état des eaux brutes à la maîtrise des procédés techniques de potabilisation ou d'assainissement. L'identification des émetteurs responsables comme des récepteurs permet d'organiser le partage de la charge financière des actions à entreprendre entre les acteurs impliqués au sein des Comités de Bassin. En objectivant les liens entre impacts et émissions à différentes échelles géographiques, l'expertise des agences de l'eau donne sens au **principe de solidarité de bassin** qui sous-tend la politique d'aides et de redevances comme l'élaboration des SDAGE. Enfin cette expertise évite un recours systématique au contentieux devant les tribunaux, en facilitant une gestion en amont plus souple des conflits pouvant opposer les acteurs locaux.



Une gouvernance de l'eau organisée par bassins et sous-bassins.

En résumé la cohérence de la gestion du « petit » cycle de l'eau s'inscrit dans trois dimensions étroitement complémentaires : une **dimension physique** liée à « l'objet » naturel à gérer, une ressource circulant dans un maillage de bassins versants ; une **dimension technique** où la technologie permet tant de disposer d'un réseau de mesure identifiant impacts et sources d'émissions polluantes que d'une ingénierie de procédés curatifs adaptés ; une **dimension politico-économique** enfin, où la gouvernance collective de l'eau peut s'appuyer sur une appréciation objective de la contribution des acteurs à la qualité de l'eau du bassin et du résultat de leurs efforts financiers pour l'améliorer. **Le passage au « grand » cycle de l'eau vient remettre en question cette cohérence dans l'ensemble de ces trois dimensions.** C'est ce que l'on va examiner maintenant.

De la qualité physico-chimique de la « ressource » à la qualité écologique des milieux

Intéressons-nous d'abord aux aspects techniques et opérationnels de la gestion du grand cycle. La mise en œuvre de la DCE introduit de nouvelles catégories d'indicateurs biologiques et d'éléments hydro-morphologiques qui viennent compléter le suivi physico-chimique traditionnellement conduit par les agences de l'eau. Le tableau 2 rappelle les éléments de qualité biologique pris en compte dans l'appréciation du bon état des masses d'eau.

Tableau

2

Les indicateurs biologiques « eaux de surface » dans la directive cadre sur l'eau (d'après Rapportage sur la mise en œuvre de la DCE, Guide méthodologique, Onema, 2009).

Groupes d'éléments de qualité	Éléments de qualité	Rivières	Lacs	Masses d'eau en transition	Côtier
Biologie	Les éléments de qualité biologiques (par ex. ceux indiqués à l'annexe V DCE) sont déterminés	x	x	x	x
	Composition, abondance et biomasse du phytoplancton	-	x	x	x
	Composition et abondance de la flore aquatique (autre que le phytoplancton, ex. angiospermes, macrophytes, phytobenthos et macroalgues)	x	x	x	x
	Composition et abondance des macroalgues			x	x
	Composition et abondance des angiospermes			x	x
	Composition et abondance des macropytes	x	x		
	Composition et abondance du phytobenthos	x	x		
	Composition, abondance et diversité de la faune benthique invertébrée	x	x	x	x
	Composition, abondance et structure de l'âge (sauf eaux de transition) de l'ichtyofaune	x	x	x	-
	Autres espèces non-obligatoires (ex. zooplancton)	x	x	x	x

■ Le statut des indicateurs de bon état écologique

Ce tableau 2 met tout de suite en lumière une des principales difficultés du passage au grand cycle de l'eau. Un indicateur chimique, la concentration en atrazine d'une masse d'eau par exemple, peut être comparé à un seuil admissible de concentration indépendant de la masse d'eau considérée. Il est aussi possible de

comparer l'état de toutes les masses d'eau françaises selon le critère de concentration en atrazine et donc de les classer par degré de contamination.

Mais un indicateur comme, par exemple, la composition et l'abondance des angiospermes n'aura pas du tout la même signification écologique selon qu'il s'applique à une masse d'eau située dans les marais de l'Ouest ou en Camargue. En d'autres termes les indicateurs biologiques retenus dans la DCE **n'ont pas d'interprétation en termes de qualité écologique indépendamment du type de milieu dans lequel ils ont été mesurés**. De plus, un classement des différentes masses d'eau selon cet indicateur n'aurait aucun sens biologique. Enfin, la considération isolée de cet indicateur particulier n'informe en rien sur l'état de l'écosystème, état qui ne peut être apprécié que sur la base d'**une synthèse de l'ensemble des indicateurs retenus**. Une telle appréciation doit aussi tenir compte de la spécificité écologique du site d'observation, ce qui soulève le problème délicat du choix de localisation des points de mesure pour une masse d'eau donnée.

Cet exemple très concret illustre les difficultés entraînées par le changement de l'objet de gestion lorsqu'on passe de la ressource aux milieux et habitats. On peut les regrouper sous différentes rubriques que l'on va examiner successivement :

- définition de l'entité spatiale pertinente ;
- prise en compte des interactions écologiques ;
- sensibilité des milieux aux facteurs externes et suivi des perturbations ;
- dynamiques évolutives ;
- priorités de gestion et typologies écologiques des milieux.

■ L'entité spatiale pertinente

La définition des masses d'eau pour la DCE s'est largement appuyée sur l'historique des plans de gestion de la ressource et du suivi de son état par les agences de l'eau. La DCE introduit néanmoins la prise en compte explicite des milieux exceptionnels protégés (Figure 5) et également des zones humides. Ces dernières ne sont d'ailleurs pas considérées comme des « masses d'eau » mais comme des entités spatiales particulières contribuant au bon état écologique. Toutefois cette distinction ne concerne pas les milieux naturels « ordinaires » inclus dans la plupart des masses d'eau. Par ailleurs, **l'appréciation du bon état écologique ne peut se limiter aux corridors fluviaux au sens étroit** et doit être capable de porter sur tout territoire entretenant une solidarité écologique forte avec les milieux proprement aquatiques. Même en ce qui concerne les corridors eux-mêmes, le découpage actuel des masses d'eau ne recouvre que très imparfaitement la mosaïque écologique des habitats. Le raisonnement de l'état écologique des **hydrosystèmes** devrait reposer sur un découpage en unités fonctionnelles cohérentes du point de vue écologique et sur une instrumentation des sites adaptée aux caractéristiques de ces unités. Nous reviendrons dans la seconde partie sur cette question de la définition des entités spatiales pertinentes.

Figure

5



© L.Mignaux - MEDDTL

Les réserves naturelles : un cadre de gestion spécifique.

■ Prise en compte des interactions écologiques

Dans une optique « ressource », les lois gravitaires d'écoulement et la mécanique de la porosité structurent fortement l'ampleur et la nature des interactions entre masses d'eau ainsi que leur sensibilité aux contaminants. Les lois physiques et chimiques qui organisent ces interactions jouent de la même manière sur tous les bassins versants ou sous-bassins, du moins aux moyennes échelles, celles qui intéressent la gestion. Il n'en est pas du tout de même pour les interactions biologiques. Ces dernières concernent des **espèces en transition d'un habitat à un autre**, de l'amont vers l'aval ou de l'aval vers l'amont mais aussi, pour beaucoup d'espèces, de manière transversale entre habitats aquatiques et habitats terrestres. Ces mouvements peuvent être amples et rapides, comme les migrations quotidiennes d'oiseaux entre zones d'alimentation diurne et zones de repos nocturne, ou beaucoup plus lents, comme la colonisation des berges par des espèces végétales, colonisation qui peut remonter le cours des fleuves sous l'effet des vents (Figure 6). Elles incluent également les interactions **entre espèces partageant un même habitat** et s'organisent selon différents niveaux trophiques et différentes stratégies d'interaction : compétition, prédation, commensalisme,... Que l'on raisonne à l'échelle d'un habitat particulier ou d'un ensemble d'habitats présents le long d'un cours d'eau, la compréhension des interactions écologiques est un élément essentiel d'appréciation du bon état de fonctionnement des écosystèmes. Elle suppose également une prise en compte explicite de leurs hétérogénéités propres.

Figure

6



a - c © I. Hermiteau
b © S. Rodrigues

La colonisation de la Loire par différentes espèces végétales.

■ Sensibilité des milieux aux facteurs externes et suivi des perturbations

L'appréciation de la sensibilité quantitative ou qualitative d'une masse d'eau à des facteurs d'environnement externe peut se faire sur la base de la prise en compte des conditions météorologiques, par un raisonnement d'inclusion de la masse d'eau dans le cycle de l'eau. La logique entrée/sortie permet en outre de construire des bilans tant quantitatifs que qualitatifs de l'état physique et chimique de la masse d'eau. En revanche, la sensibilité des milieux vivants aux facteurs externes ne se limite pas aux conditions météorologiques ou de composition chimique de l'eau. **Selon son type, le milieu réagira très différemment à une modification de son environnement externe.** Ces modifications vont se traduire par des perturbations variées de son régime de fonctionnement. Une perturbation donnée, par exemple une modification du régime d'écoulement d'origine naturelle ou anthropique, aura par conséquent des résultats très différents selon le type de milieu considéré mais aussi l'historique des perturbations qu'il a subi par le passé. Il en résulte que les approches bilans, par

exemple la mesure de l'effet net au bout de plusieurs années des perturbations du régime d'écoulement sur un habitat donné, ne permettent pas d'en déduire un jugement sur la vulnérabilité de cet habitat, jugement qui suppose une connaissance de **l'ensemble de la chronologie des événements** qui ont conduit à son état actuel.

■ Dynamiques évolutives

La prise en compte des dynamiques d'évolution des milieux constitue un nouveau défi pour les gestionnaires de l'eau. Ils y sont surtout confrontés au travers des indicateurs hydro-géomorphologiques introduits par la DCE, mais ce défi concerne aussi les dynamiques évolutives proprement biologiques des milieux. L'analyse et l'étude de ces dynamiques soulèvent des questions scientifiques complexes et recouvrent nombre de phénomènes encore mal compris voire inexplorés. Il s'agit pourtant d'un enjeu central de toute politique de préservation des milieux aquatiques.

Dans la gestion du petit cycle, la dynamique de la ressource était approchée selon une optique bilan. Il s'agissait de porter un regard rétrospectif sur la disponibilité quantitative de l'eau et sur sa qualité, avec pour but d'apprécier l'efficacité des interventions des gestionnaires. Les questions de prospective étaient peu abordées ou uniquement selon une logique d'objectifs, au travers des SDAGE. Enfin, les critères d'appréciation des dynamiques de la ressource relevaient de l'idée que le plus c'est le mieux, c'est-à-dire qu'un accroissement de disponibilité ou de qualité décrivait une dynamique positive là où une réduction des volumes disponibles ou une détérioration de la qualité correspondait à une évolution négative.

La prise en compte des dynamiques évolutives des milieux suppose de changer significativement d'optique. Elles ne prennent tout leur sens que dans une logique prospective. De plus, il faut s'abstenir de tout jugement de valeur simpliste sur leur nature. La disparition rapide de certaines espèces et leur remplacement par d'autres, indigènes ou introduites, peut signifier une dynamique positive de réorganisation d'un écosystème et une meilleure expression de son potentiel évolutif. Cette question est particulièrement importante pour l'évolution passée et future des peuplements piscicoles. Du fait des glaciations et de sa position à l'extrême ouest de l'Eurasie, la France a des peuplements piscicoles natifs relativement pauvres en espèces. Ainsi, parmi les 45 espèces recensées aujourd'hui dans le bassin de la Seine, au moins 19 ne sont pas considérées comme natives (Belliard *et al.* 1995). Leur présence résulte d'interventions humaines directes (introductions) ou indirectes (aménagement divers). Sans considérer positivement, comme au XIX^{ème} siècle, toute « acclimatation » réussie, il semble difficile de qualifier a priori d'indésirables toutes ces nouvelles espèces.

De même, si les crues (Figure 7) peuvent avoir des conséquences socioéconomiques dommageables, elles contribuent également à entretenir la dynamique de la biodiversité dans le lit majeur, et donc ses capacités d'adaptation aux changements futurs. Plus globalement, **le rôle positif des « perturbations intermédiaires » est aujourd'hui reconnu par les scientifiques** et oblige les gestionnaires à repenser leurs représentations de ce qu'est un « bon » aménagement, **souvent conçu jusqu'alors en termes d'état d'équilibre et de « stabilisation ».**

Figure

7



© M. Bramard - Onema

Si les crues peuvent avoir des conséquences socioéconomiques dommageables, elles contribuent également à entretenir la dynamique de la biodiversité dans le lit majeur.

■ Priorités de gestion et typologies écologiques des milieux

Dans le petit cycle de l'eau, il est possible de bâtir des correspondances relativement simples entre un gradient de priorités d'intervention sur les masses d'eau et un gradient de leur état physico-chimique. Il n'existe pas de clés de passage élémentaires de ce type pour les milieux naturels. **Parmi les milieux dits « sensibles », on peut trouver tout autant des milieux « exceptionnels » qu'« ordinaires » d'un point de vue écologique.** Par ailleurs, le coût de protection d'un milieu ordinaire n'a aucune raison d'être significativement plus faible que celui d'un milieu exceptionnel. La typologie des masses d'eau dans la DCE tient d'ailleurs compte de ce problème (Tableau 3). Elle distingue ainsi les **masses d'eau fortement modifiées (MEFM)**, au sens d'excessivement artificialisées pour espérer y rétablir des fonctionnalités écologiques authentiquement naturelles, des masses d'eau naturelles. Mais cela ne signifie pas un abandon de toute ambition de remédiation du mauvais état écologique sur les MEFM.

Tableau



Masses d'eau en fonction des objectifs de bon Etat selon les données rapportées à la Commission Européenne en 2010

		Bon Etat en 2015			Bon Etat en 2021			Bon Etat en 2021			Objectif moins strict	nombre total de ME ²
		Toutes ME ²	Dont MEFM	Dont MEA	Toutes ME ²	Dont MEFM	Dont MEA	Toutes ME ²	Dont MEFM	Dont MEA		
11/08/2011 SFA/DCIE/ONEMA												
Eau de surface	cours d'eau	6089	101	67	2673	142	23	2019	109	26	43	10824
	plan d'eau	293	205	39	103	68	21	42	29	5	1	439
	côtières	104	4	0	29	5	0	24	1	0	0	164
	transition	38	7	0	35	7	0	23	10	0	7	96
	TOTAL	6524	317	106	2840	222	44	2108	149	31	51	11523
Eaux souterraines ¹		376			124			64			8	572

* selon la règle du moins disant de l'objectif du bon Etat écologique/chimique
1- FRJG 203/205/206 non qualifiées et donc non incluses dans cette synthèse
2- Masses d'eau

Ceci nous amène à la discussion du partage entre **actions préventives et curatives**. De manière générale, on s'attend à ce que la préservation des milieux se traduise par des dépenses préventives en proportion plus importante qu'aujourd'hui vis-à-vis des actions curatives traditionnelles des agences de l'eau. Ce point constitue un des enjeux forts de **l'ingénierie écologique**.

Le bilan des actions curatives des agences de l'eau est à cet égard assez mitigé. Il montre que si les points de mesure de très mauvaise qualité se sont largement réduits, de nombreuses masses d'eau auparavant de très bonne qualité ont vu leur situation se dégrader au fil des ans. En résumé, **la variance de la qualité des eaux a tendu à se réduire sans que leur qualité moyenne s'améliore dans la même proportion**. Ce phénomène est une conséquence directe des priorités d'action des gestionnaires de la ressource, dont l'attention a porté surtout sur la résorption des atteintes les plus graves à la qualité de l'eau dans les bassins.

Une telle logique appliquée à la protection des milieux peut avoir des conséquences très négatives pour leur qualité d'ensemble. On a noté que des actions peu coûteuses et de faible ampleur peuvent tout à fait permettre une amélioration sensible de la qualité écologique de milieux divers (Figure 8). Mais la tentation sera grande de faire porter l'essentiel des efforts financiers vers des milieux menacés « emblématiques » au détriment d'une vision d'ensemble des impératifs de protection des milieux à l'échelle du bassin. En d'autres termes, une bonne politique de protection devrait pouvoir s'appuyer sur une double typologie : **une typologie des milieux**, construite selon leurs caractères propres au plan écologique et leur degré de vulnérabilité, et **une typologie de gestion**, partiellement découplée de la première, identifiant les milieux susceptibles de la protection la plus efficace au moindre coût, c'est-à-dire selon la logique coût-efficacité préconisée par la DCE.





Des actions peu coûteuses et de faible ampleur peuvent tout à fait permettre une amélioration sensible de la qualité écologique de milieux divers.

Des usages marchands et non marchands aux services écologiques et aux valeurs de non-usage

Le passage au grand cycle de l'eau, nous l'avons vu, représente un enjeu technique et opérationnel délicat pour les gestionnaires. La nature des actions à entreprendre peut s'éloigner significativement des pratiques usuelles de gestion de la disponibilité et de la qualité de l'eau. Il en résulte un problème plus politique de construction d'argumentaires visant à justifier les actions projetées de protection des milieux vis-à-vis des porteurs d'enjeux.

On attend généralement de l'évaluation socio-économique qu'elle puisse répondre à ce besoin de justification. L'histoire enseigne néanmoins que les démarches économiques n'ont joué qu'un rôle très limité dans la conduite passée de la politique de l'eau, même en ce qui concerne le champs des valeurs marchandes pour la fourniture d'eau potable, l'approvisionnement des industries ou l'agriculture.

Le passage au grand cycle de l'eau requiert un effort supplémentaire de prise en compte des valeurs non marchande, voire même d'existence, des milieux naturels.

■ De l'approche normative à la connaissance socio-économique des usages

Dans la pratique du petit cycle, la médiation des usagers à la ressource s'ordonnait selon une logique de **pressions et d'impacts**. Toutefois, tant les **coûts** que les **bénéfices** de ces pressions n'intervenaient que très peu dans la gestion des bassins, cette dernière s'organisant autour d'une approche à la fois **technique et normative**. Les orientations de la politique environnementale européenne avant la DCE s'inséraient naturellement dans cette organisation, en imposant des normes en termes de seuils à ne pas dépasser pour les contaminants (cas de la Directive Nitrates) ou pour la qualité des eaux d'assainissement (cas de la Directive ERU).

Par accord tacite entre eux et l'administration, les élus étaient considérés comme seuls représentants légitimes des consommateurs d'eau potable et il n'était par conséquent pas nécessaire d'associer directement ces derniers aux décisions en matière tarifaire ou autre. Dans ce partage des rôles, les services publics de l'eau étaient en charge de l'action technique de mise aux normes, souvent en partenariat avec les acteurs privés de la distribution, tandis que les élus se chargeaient de la gestion du système, les collectivités formant la majorité des maîtres d'ouvrage associés aux mesures d'intervention sur les bassins.

A partir des années 1990 cette cogestion directe va se fissurer sous l'action combinée des représentants de la société civile, associations de défense de la nature ou des consommateurs et du ministère en charge de l'environnement à l'époque. Il apparaît alors que les acteurs de l'eau n'ont qu'une très faible connaissance **des déterminants socio-économiques des usages de la ressource**, autant dans le domaine de l'approvisionnement en eau potable des populations que dans l'industrie et l'agriculture. Tant ces nouveaux porteurs d'enjeu que le ministère en charge de l'environnement, pour des raisons assez différentes d'ailleurs, ont tout intérêt à faire émerger ce problème sur l'agenda politique des acteurs locaux de l'eau.

Des réformes successives à partir de la loi sur l'eau de 1992 vont introduire la nécessité de **prendre en compte les usages et donc les usagers** dans la définition des objectifs de la politique de l'eau à l'échelon des bassins. On peut citer la réforme de la circulaire M49 qui impose aux collectivités d'entretenir une comptabilité séparée pour les services d'eau, la réforme Voynet qui modifie la composition des Conseils d'Administration des agences de l'eau et des Comités de Bassin au bénéfice des représentants associatifs, la création de l'institut français de l'environnement (IFEN) et d'Observatoires du prix de l'eau. Ces réformes n'auront en fait que peu d'impacts sur les pratiques courantes de gestion des agences de l'eau, à l'exception de l'apparition d'économistes dans leur personnel.

Aujourd'hui encore, **le volume d'études consacrées à la connaissance des déterminants socio-économiques des usages marchands de la ressource en eau reste étonnamment faible**. Pire, les résultats des études commanditées par le ministère sur ce thème au cours des années 1990 demeurent à peu près inconnus des acteurs locaux. C'est ainsi qu'une telle étude prédisait dès 2000 une diminution probable de 20% de la consommation d'eau potable à l'horizon des vingt prochaines années consécutive au renchérissement significatif de la facture d'eau opéré au début des années 90 (Amigues, Nauges, Thomas, 2000). On sait l'inquiétude actuelle des gestionnaires confrontés à cette évolution quant aux ressources financières futures procurées par les redevances sur les usagers urbains (elles composent plus de 90% des ressources des agences de l'eau). Il s'agit pourtant d'une situation qui pouvait être anticipée depuis au moins dix ans.

On peut faire la même remarque pour les grands bassins agricoles que sont Loire-Bretagne ou Adour-Garonne quant aux enjeux de la régulation des effluents de l'élevage hors-sol en Bretagne ou de l'irrigation dans le Sud-ouest, enjeux bien étudiés au plan socio-économique dès les années 1990 mais très mal maîtrisés par les acteurs concernés. Pour ce qui concerne Adour-Garonne par exemple, il faudra attendre le début des années 2000 pour disposer d'une mesure un tant soit peu fiable des volumes d'eau prélevés par les irrigants dans le bassin, mesure assortie d'une cartographie sommaire de leurs prélèvements. Ce dernier bassin avait pourtant connu des épisodes de sécheresse sévère en 1990 et 1991 et le débat politique y faisait rage autour de l'opportunité de constituer des ouvrages de stockage de la ressource.

Le même problème se retrouve pour la **prospective des évolutions des usages**. On pourrait s'attendre à ce que le débat sur l'élaboration des SDAGE s'appuie sur une expertise fournie des évolutions probables des usages de l'eau par ses différents utilisateurs à moyen terme ; tant les priorités d'action que le dimensionnement des actions à entreprendre devraient largement en dépendre. Pourtant, c'est loin d'être le cas, les documents préparatoires au SDAGE sur ce sujet se résumant à des prolongements des tendances actuelles sans aucune réflexion sur les conséquences des inflexions de la politique agricole, l'évolution du paysage industriel dans la conjoncture économique ou les pratiques de consommation d'eau des usagers urbains.

Même si les efforts engagés par les agences de l'eau et le Ministère depuis quinze ans pour remédier à cette méconnaissance ont permis de réels progrès, beaucoup restent encore à faire pour disposer d'une vision homogène et complète de la valorisation marchande de l'eau au plan national.

Assez curieusement, on ne peut pas faire le même constat pour ce qui concerne **les usages non marchands** et en particulier **récréatifs** de la ressource en eau (Figure 9). Les gestionnaires de l'eau ont toujours entretenu des rapports complexes avec les pêcheurs, qu'il s'agisse de pêche professionnelle ou de loisir, alternant selon les époques et les bassins périodes de sollicitude et d'indifférence. Pourtant, les outils offerts par la loi sur la protection de la nature en 1976, complétée par la loi pêche de 1984, auraient dû permettre aux gestionnaires de construire une politique volontariste de gestion des milieux piscicoles, et plus généralement des milieux naturels. Une telle politique aurait placé notre pays très en avance sur ses homologues européens et aurait ainsi contribué à constituer un capital d'expérience précieux dans le contexte actuel de mise en œuvre de la DCE.

Ces remarques faites, la plupart des agences de l'eau ont pourtant encouragé l'étude socio-économique des usages récréatifs de l'eau, dans le domaine de la pêche en premier lieu mais aussi de la fréquentation touristique ou de la pratique des sports d'eaux vives, l'ancêtre de ces études étant le travail fait sur les lacs d'Annecy et du Bourget dans les années 1970. C'est dans ce contexte qu'on a pu observer un développement timide mais réel **des études de valorisation socio-économique de la ressource et des milieux naturels associés**.



Un rapport pour le compte du Ministère de l'Ecologie (Amigues, Arnaud, Bonnieux, 2003) a fait la recension des résultats de ces efforts, rapport qui encore aujourd'hui résume l'essentiel de l'expertise économique disponible en matière de mesure de la valeur économique de l'eau en France.

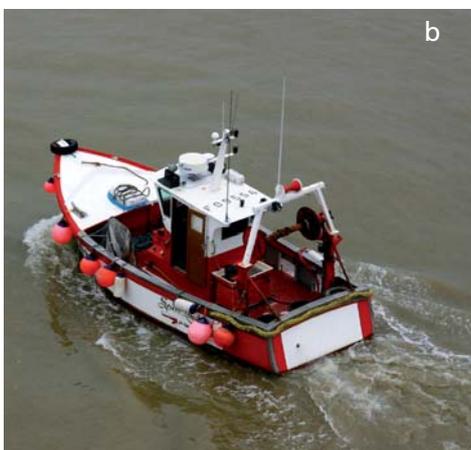
Figure

9



a

a © C. Peugot - Onema
 b © M. Bramard - Onema
 c © C. Peugot
 d © C. Roussel - Onema
 e © M.L. Moyne - Onema



b



c



d



e

L'eau est le support de multiples activités récréatives.



■ Des valeurs d'usage marchandes et non marchandes à la valeur économique totale

De manière générale, une appréhension correcte de l'intérêt de la protection des milieux suppose une prise en compte la plus large possible des bénéfices potentiels de leur existence.

Les économistes ont forgé le concept de **valeur économique totale** des milieux pour identifier ce bénéfice global. La valeur économique totale se présente comme la somme des bénéfices rendus par les services marchands et non marchands des écosystèmes, augmentée des valeurs de legs d'un patrimoine naturel de bonne qualité aux générations futures et de valeurs dites de « **non-usage** » ou « **d'existence** » relatives à l'existence même de milieux susceptibles de produire des services écologiques à l'usage de l'homme ou pas d'ailleurs. Les études cherchant à produire de telles estimations de la valeur économique totale ont rapidement été confrontées au problème suivant (Freeman, 1993) : les valeurs de non usage ou d'existence représenteraient entre 50 et 80% de la valeur économique totale, les usages marchands ne correspondant qu'à un ordre de grandeur d'une dizaine de pour cents à parité avec les usages non marchands d'un montant légèrement supérieur. **Ceci conduit à avancer des montants monétaires considérables pour la valeur économique totale des hydrosystèmes** (Sukhdev, TEEB, 2010). L'énormité de ces chiffres gêne beaucoup les économistes. D'une part ils ont été obtenus au travers de protocoles d'évaluation contingente diversement fiables, seule l'évaluation contingente permettant en principe de mesurer des valeurs d'existence. D'autre part, ils sont produits par addition de valeurs obtenues sur des sites ponctuels avec des risques élevés de double compte et de surestimation des valeurs en raison de ce que les économistes appellent le « **biais d'inclusion** ».

Les études de valorisation de la biodiversité offrent un exemple éclairant de cette notion. Ces études montrent que le consentement à payer des individus varie très peu selon qu'il s'agit de protéger une espèce particulière, un écosystème particulier ou la biodiversité d'un continent entier. La réponse à un questionnaire portant sur un aspect particulier de la biodiversité inclut donc en fait une appréciation de l'individu sur la valeur qu'il accorde à la protection de la biodiversité en général, d'où le terme de biais d'inclusion pour désigner cette distorsion des valeurs déclarées quant au bien à évaluer.

Enfin dans une optique de décision publique, il y a fort à parier que des études portant sur la valeur d'existence d'équipements de santé, d'établissements éducatifs, de bureaux de poste en zones rurales ou de dispositifs de réinsertion professionnelle produiraient des valeurs déclarées très élevées indépendamment de leur efficacité réelle ou du caractère excessif de leurs coûts de fonctionnement vis-à-vis du service rendu. Il en résulte que l'action environnementale dans son ensemble ne tirerait pas forcément grand avantage d'une telle remise à plat des priorités de l'action publique sur la base de la valeur d'existence des différents services publics offerts à la collectivité.

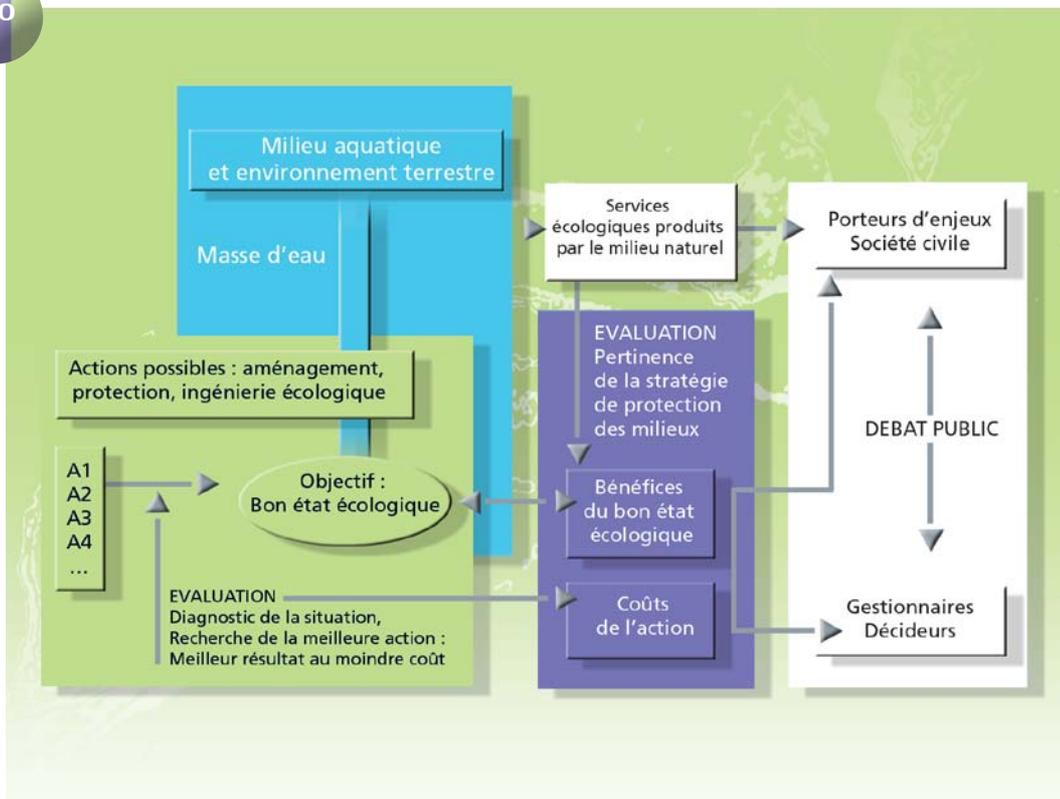
On peut résumer ainsi le dilemme de la valeur d'existence : l'ignorer conduit à minorer sérieusement la valeur des milieux naturels ; l'inclure expose à des risques de surestimation grossière et de perte de crédibilité de l'évaluation dans le choix public.

■ Le rôle de l'évaluation économique des services

Le passage au grand cycle de l'eau requiert un développement considérable de **l'expertise socio-économique de la valorisation de l'eau et des milieux naturels associés**. L'enjeu du volet socio-économique de la valorisation des services écologiques se situe précisément là. On discutera dans la troisième partie des aspects méthodologiques et conceptuels de l'évaluation économique des services. Nous allons d'abord tenter de préciser le rôle que pourrait (ou devrait) jouer l'évaluation dans le passage du petit au grand cycle de l'eau. Ce rôle est en fait double (Figure 10) :

- il concerne en premier lieu la **pertinence des choix en matière d'interventions techniques sur les milieux**. L'évaluation intervient ici en appui à la recherche de l'intervention la plus adaptée au problème à résoudre tout en procurant le meilleur rapport coût-efficacité ;
- en second lieu, l'évaluation joue aussi un rôle plus politique dans **la mise en débat de différentes stratégies possibles de gestion des milieux** et comme outil de **délibération et d'implication des porteurs d'enjeu**. On discutera de ce second aspect dans la section suivante et l'on va examiner maintenant le premier.





Le double rôle de l'évaluation des services écologiques dans la gestion de l'eau.

Évaluer consiste tout d'abord à apprécier selon une certaine grille de lecture l'état d'une situation ou son évolution en cours. L'évaluation permet ainsi d'identifier et localiser les situations à problème, de mesurer l'ampleur des efforts à engager et dégager de premières priorités d'action sur différents milieux d'intérêt. Dans un second temps, le recours à l'évaluation va porter sur la mesure du **potentiel de résultat** des différentes interventions techniques envisageables. Ce n'est qu'après ces deux étapes que l'évaluation économique, en rapportant les bénéfices attendus de l'action à ses coûts, vient compléter ce diagnostic, en écartant les initiatives aux **coûts disproportionnés** et en identifiant les actions au meilleur bilan **coût-efficacité**. On peut résumer ainsi les principales étapes que devrait adopter une démarche d'évaluation des services appliquée aux milieux aquatiques. La suite de ce rapport en détaillera davantage les attendus et les difficultés.

Les étapes de la démarche d'évaluation :

- analyse et repérage de situation ;
- identification des meilleures actions de remédiation ou de préservation ;
- évaluation économique et choix politique.

1 Analyse et repérage de situation. C'est ici la qualité et la pertinence de la grille de lecture qui est mise à l'épreuve. **A des fins de comparabilité inter-bassin et intra-bassin, cette grille doit être au maximum homogène** et couvrir le plus grand nombre possible de situations écologiques, situations dont on a vu qu'elles étaient par construction très hétérogènes. Une grille très détaillée aura une bonne couverture de la variété des milieux à prendre en compte mais produira des diagnostics illisibles. Une grille plus grossière n'identifiera pas des signaux faibles de dégradation de la situation écologique de certains milieux. Dans tous les cas il sera

probablement nécessaire de compléter la lecture produite par la grille par des **études ponctuelles** sur des sites repérés au préalable comme particulièrement sensibles et importants. Une évaluation en effet produit des constats mais pas d'explicitation des causes en jeu dans l'état écologique constaté des milieux. C'est ici qu'une discussion de **l'échelle territoriale pertinente** pour la mise en œuvre de la grille prend tout son intérêt. L'apport informatif des indicateurs d'état biologique doit être optimisé par rapport à leur échelle spatiale d'application. C'est également à ce point que la réflexion sur l'instrumentation et la localisation des points de mesure du bon état devrait intervenir.

2 Identification des meilleures actions de remédiation ou de préservation. L'étape précédente devrait avoir mis en lumière l'écart éventuel au bon état de milieux identifiés et isoler un premier ensemble de situations locales sur lesquelles vont porter divers actes d'intervention technique visant à améliorer ou préserver l'état écologique des milieux. Des études complémentaires sur ces sites d'intérêt devraient avoir également permis de dégager les facteurs de dégradation des sites en mauvais état ou d'isoler les déterminants du bon état des sites qu'il convient de préserver dans la durée.

Il s'agit à cette étape non plus d'évaluer un état écologique mais des **actions d'ingénierie écologique**. Cette évaluation va reposer sur l'expérience acquise sur d'autres sites et donc dépendre de la transposabilité de l'action sur le site d'intérêt. Elle va porter également sur son dimensionnement et produire un **premier chiffrage de son coût**.

Dans le petit cycle la gamme des interventions possibles en matière d'assainissement des eaux usées (Figure 11), de potabilisation ou de gestion de sources d'approvisionnement est typiquement assez limitée. C'est le résultat d'un long processus historique de rationalisation des techniques et d'optimisation de leurs performances.

Figure

11



© M. Bramard - Onema

Assainissement des eaux usées.

Tel n'est pas le cas en matière de restauration de rivières ou de lacs ou encore de protection des ripisylves et des zones humides. La gamme d'interventions techniques possibles est beaucoup plus large (Figure 12), mobilisant des technologies souvent plus simples à mettre à œuvre, mais à adapter au cas par cas avec **des résultats plus incertains**. L'évaluation doit contribuer à réduire cette incertitude.

Rappelons encore la nécessité de ne pas avoir une vision statique de la notion « d'état ». Comme nous l'avons déjà souligné, **ce qu'il convient de préserver, voire d'améliorer le cas échéant, ce sont les dynamiques évolutives des milieux, et non leur conformité à un état de référence forcément contingent**.

Figure

12

éléments chimiques
ressources matérielles
Identification d'
Existence d'une
Examen de la s
lles, sociales, cultur
Photosynthèse, U
SERVICES ENU
Services «écolo
BENEFICES, Pêch
édiment, température
ciales, culturelles, g
ensemble écologi
sité de gestion globale
rtité écologique, Anal
CTURES, FONCTIONS, PR
ification, Evaporatio
eau, éléments Chimiques
Ressources matérielles
es » qualité d'eau, R
Existence d'une
Examen de la so
Photosynthèse, B
SERVICES ENU



a © J. P. Damien - PNR Brière
b, c © M. Bramard - Onema

Les techniques de restauration des milieux aquatiques sont à adapter au cas par cas.



3 Evaluation économique et choix politiques. Dans le domaine strictement technique, l'évaluation économique porte surtout sur **les coûts des actions envisagées**. La mesure des coûts couplée avec une appréciation de l'impact positif de la mesure projetée sur la situation écologique va permettre d'identifier les mesures offrant le meilleur rapport coût-efficacité (Voir encadré). Ce sont celles qui devraient être retenues selon la DCE. L'approche coûts-efficacité doit être soigneusement distinguée de l'analyse coûts-bénéfices (voir encadré).

L'approche coûts-efficacité

Elle part d'un objectif défini au préalable, par exemple, l'atteinte du bon état écologique sur une masse d'eau donnée. Parmi les mesures envisageables pour atteindre ce bon état, elle identifie la, ou les actions, qui permettent de réaliser cet objectif au moindre coût.

L'analyse coûts-bénéfices,

Elle ne suppose pas un objectif préétabli. Parmi un ensemble d'objectifs possibles, l'analyse coûts-bénéfices met en regard leur bénéfice pour la collectivité vis-à-vis du coût à supporter pour les atteindre.

Elle aboutit ainsi à sélectionner le, ou les objectifs, qui procurent la plus grande valeur ajoutée en termes de différence entre les bénéfices à en attendre et leurs coûts de réalisation.

L'évaluation économique peut ainsi conduire à mettre en débat l'opportunité de différentes mesures en comparant leurs bénéfices socio-économiques en termes de fourniture de services écologiques avec leurs coûts. C'est ici que la notion de **coûts disproportionnés** (vis-à-vis des bénéfices attendus) intervient. Il faut garder à l'esprit que **l'analyse coûts-bénéfices** n'a pas pour fonction de produire des conditions suffisantes pour faire ou ne pas faire certaines choses. Le recours à l'analyse coûts-bénéfice consiste à **mettre à l'épreuve un projet de mesure relativement à sa pertinence financière et économique**. L'analyse coûts-bénéfices ne peut donc produire plus que des conditions nécessaires mais pas suffisantes pour entreprendre ou pas le projet à partir d'un test de son réalisme économique. Il en va de même des analyses de cycle de vie qui contribuent souvent utilement à l'appréciation de la pertinence d'un projet mais ne sont pas suffisantes pour acter des décisions.

On voit que l'évaluation économique des services écologiques rend deux types de services au gestionnaire. D'une part, elle vient utilement compléter l'information apportée par les grilles d'indicateurs du bon état des milieux en explicitant la valeur sociale de ses déterminants et en mesurant l'importance de la réalisation du bon état sur des milieux ou sites spécifiques vis-à-vis de la qualité écologique d'ensemble de l'hydrosystème. D'autre part, elle lui offre la possibilité **d'inscrire le raisonnement de ses choix d'intervention dans le champ socio-économique** et donc de pouvoir justifier son action vis-à-vis des acteurs et usagers appelés à la financer ou à la soutenir politiquement.

Des usagers aux « porteurs d'enjeux »

On développe ici l'idée qu'un usage raisonné de l'évaluation des services écologiques suppose des évolutions des modalités de gouvernance de secteur de l'eau, essentiellement en termes de relations entre les gestionnaires, les porteurs d'enjeux, les élus et le grand public. L'information apportée par l'évaluation permet aux gestionnaires de mieux fonder des décisions mais contribue aussi à l'appropriation des enjeux écologiques de la protection des milieux par les élus et les citoyens.

Le passage au grand cycle de l'eau suppose aussi une évolution ad hoc de la gouvernance de l'eau. La DCE insiste beaucoup sur **la nécessaire implication et concertation avec les porteurs d'enjeux**, acteurs de la société civile. On a vu que ce mode de partenariat s'éloignait de la tradition française de négociations directes entre l'administration et les élus locaux, à la différence de ce qu'on observe dans d'autres Etats membres de l'Union Européenne. Si les évolutions de ces vingt dernières années ont permis d'améliorer cet état de fait, il

reste encore un long chemin à parcourir avant que l'on puisse considérer comme satisfaisant le degré de prise en compte des usagers et des porteurs d'enjeux dans la décision politique. Le tableau 4 illustre la variété du public des porteurs d'enjeux concernés par la gestion de l'eau et des milieux aquatiques.

Tableau 4

4

Principales caractéristiques du petit et du grand cycle de l'eau vis à vis des usages et des usagers.

Catégories d'usages	Usages	Usagers, porteurs d'enjeux
Alimentation, production, stockage de la ressource	Alimentation en eau potable Santé (eaux minérales et thermalisme)	Consommateurs d'eau potable, associations de défense consommateurs - Industriels de l'embouteillage - Opérateurs de stations thermales
Usages productifs	- Production halieutique : pêche commerciale, aquaculture et conchyliculture - Eau industrielle : alimentation industrie (processus de fabrication, refroidissement, lavage) - Hydroélectricité - Géothermie - Eau agricole : alimentation agriculture, irrigation - Extraction de matériaux fluviaux et marins	- Pêcheurs professionnels - Conchyliculteurs, aquaculteurs - Industriels - Opérateurs hydroélectricité - Agriculteurs - Extracteurs de granulats
Traitement, transport et stockage de matière	- Assainissement : rejets domestiques et industriels - Diffusion des pollutions agricoles - Epuration et stockage de rejets - Santé humaine (contamination biologique et chimique)	- Associations (santé) - Industriels de l'eau - Secteur de la santé - Collectivités, acteurs publics
Réseau, infrastructures	- Navigation : rivières navigables, canaux... - Activité portuaire (commerciale et de plaisance)	- Batellerie professionnelle - Plaisanciers
Usages récréatifs : loisirs, contemplation	- Pêche de loisir - Chasse - Baignade et autres activités nautiques - Promenade - Aménités (contemplation des sites et paysages)	- Pêcheurs de loisirs - Fédérations de pêche - Chasseurs (gibier d'eau) et leurs fédérations - Touristes, promeneurs, pratique des sports d'eaux vives - Industriels du tourisme
Usages écologiques : biodiversité, préservation, protection	- Protection de la faune et de la flore - Reproduction (zones humides, frayères) - Usages différés pour soi même et les générations futures (développement durable) - Observation et milieu d'étude (formation, recherche) - Usage passif (existence de la biodiversité...) - Protection contre les inondations (zones humides) - Protection contre les incendies	- Associations de protection de la nature - Scientifiques - Tout public - Générations futures Assureurs Protection civile Riverains zones inondables

Cette volonté d'impliquer les porteurs d'enjeux exprimée par la DCE répond à un double impératif :

- instaurer une solidarité écologique de bassin entre les parties prenantes ;
- contribuer à l'émergence d'une culture de résultats dans la gestion de l'eau.

Examinons tour à tour ces deux enjeux.

■ La solidarité écologique de bassin

On entend souvent que l'absence de droits de propriété sur les milieux naturels constitue l'un des principaux obstacles à une bonne gestion du grand cycle de l'eau. Mais c'est oublier que la ressource en eau brute n'est pas non plus appropriée dans le petit cycle. Cela n'a pas empêché les acteurs publics d'intervenir et de gérer cette ressource depuis très longtemps. Une des conséquences majeures de l'inexistence de droits de propriété bien définis sur l'eau est de créer de multiples externalités entre les usagers de la ressource. Une **externalité** est un effet produit par le comportement d'un ou plusieurs usagers sur d'autres usagers. Par exemple, la politique de fertilisation ou de protection des cultures des agriculteurs (Figure 13) contribue à dégrader la qualité de l'eau ce qui a un effet négatif sur les consommateurs d'eau potable. Le système de redevances des agences de l'eau, et plus généralement la mise en œuvre du **principe pollueur-payeur**, ont pour fonction de donner un prix, et donc une valeur, à ces externalités. Face à ce prix, les émetteurs d'externalités négatives sont incités à modifier leur comportement en réduisant leurs pollutions qui de gratuites deviennent coûteuses pour eux.

Figure 13



La fertilisation contribue à dégrader la qualité de l'eau, constituant une externalité négative pour les consommateurs d'eau potable.

Opérant à l'échelle géographique du bassin versant, les agences de l'eau donnent corps au principe de **solidarité de bassin**. Le système de redevances permet au moins en principe de réaliser ce que les économistes appellent **l'internalisation des effets externes**, c'est-à-dire la mise en place de signaux prix conduisant les usagers à prendre en compte les conséquences de leurs comportements pour la collectivité, qu'il s'agisse de pollution ou de diversion à leur profit de la ressource disponible.

Dans la gestion du petit cycle, ce principe de solidarité s'applique essentiellement à la qualité et à la disponibilité quantitative de l'eau. Le passage au grand cycle suppose une évolution parallèle de ce principe de solidarité vers ce qu'on pourrait appeler une **solidarité écologique de bassin**. Cette évolution de la solidarité entre les usagers, non plus seulement de l'eau, mais aussi des milieux naturels, ne va pourtant pas de soi, les droits de propriété sur les services rendus par ces milieux étant encore plus mal définis que les droits de propriété sur la ressource en eau au sens strict.

Paradoxalement, le désintérêt ancien des propriétaires riverains pour la ressource et le statut de **bien commun** de l'eau ont plutôt facilité l'action publique en matière de gestion écologique des cours d'eau. Il suffit pour s'en convaincre de se rappeler les vifs débats avec les propriétaires fonciers qui ont suivi la mise en place des zonages Natura 2000, sans même évoquer l'histoire complexe des parcs naturels en France. La faible implication des propriétaires dans la gestion des rives, à l'exception notable des enrochements agricoles, n'a pas de raison de changer dans un proche avenir. **Les pouvoirs publics peuvent donc espérer une certaine latitude d'action pour conduire leurs projets de protection des milieux aquatiques**. Reste le problème des compensations financières pour pertes de jouissance des zones riveraines et l'association au quotidien des propriétaires aux enjeux de la préservation, mais cela relève de négociations locales.

a © L. Ratineau - Onema
b © P. Bossard - Onema

Le problème des autorités publiques est davantage **d'identifier parmi eux des maîtres d'ouvrage pour les aménagements impliqués par l'atteinte du bon état**. Les agences de l'eau sont depuis plusieurs années confrontées à ce problème de déficit de maîtres d'ouvrage pour l'assainissement des collectivités, particulièrement en milieu rural, et plus encore dans leur relation au monde agricole. La même remarque s'applique aux actions de restauration des cours d'eau ou des zones humides. Les agences de l'eau et les pouvoirs publics sont ainsi souvent confrontés au problème institutionnel suivant : soit confier aux agences de l'eau elles-mêmes la maîtrise d'ouvrage de certains aménagements ; soit développer la maîtrise d'ouvrage directe par l'Etat.

Néanmoins, les agences de l'eau disposent, avec les **contrats de rivière**, d'un outil en principe bien adapté à la gestion des hydrosystèmes. Les plans de protection des captages peuvent également être étendus à une meilleure gestion des écosystèmes associés en zones terrestres. Par ailleurs la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) introduit la possibilité pour **des collectivités territoriales** comme les régions et les départements de s'investir dans la gestion de l'eau. On peut très bien imaginer que ces acteurs puissent intervenir en appui des communes et des agences de l'eau autour de plans de gestion des milieux aquatiques. Ils le font d'ailleurs déjà dans de nombreux bassins. Il convient toutefois de noter que les « contrats » de rivière s'apparentent davantage à une forme d'engagement volontaire des collectivités qu'à une obligation contractuelle liant des parties au sens juridique. En particulier, aucune sanction n'est prévue en cas de non exécution des engagements souscrits par les parties prenantes.

Il n'en demeure pas moins que c'est à l'échelon des **communes et intercommunalités** que se pose la question des maîtres d'ouvrage. Le passage au grand cycle requiert une mobilisation accrue des maires sur des questions qui ne relèvent pas directement des intérêts immédiats de leurs administrés. La situation évolue néanmoins sur ce plan. On peut ainsi citer les très nombreuses intercommunalités « de rivière » déjà en place (le bassin Rhône Méditerranée et Corse est par exemple couvert à 70% par ces structures). Aujourd'hui, et compte tenu notamment de la réforme en cours des collectivités territoriales, on voit se développer des réflexions nationales et régionales autour des questions de pérennisation de ces structures et de leur mode de financement.

On est face à un aspect nouveau induit par le passage au grand cycle : la logique de solidarité locale de bassin sous tendue par l'interdépendance entre les décisions des acteurs ne s'applique plus aussi facilement aux milieux aquatiques. Pour certains milieux naturels « exceptionnels », on peut parfaitement concevoir que la charge de leur gestion en revienne à la collectivité nationale voire soit soutenue par le budget européen. Dans tous les cas, l'action publique demeure dans les faits tributaire de l'appui politique des élus locaux au sein des Comités de Bassin, la conjoncture budgétaire rendant tout à fait improbable un investissement financier accru de l'Etat au travers du Ministère chargé de l'Ecologie.

C'est un point important pour la réussite des engagements du Grenelle de l'Environnement. Ce dernier a permis l'accord des parties prenantes sur un ensemble d'objectifs ciblés comme la constitution **de trames vertes et bleues**. Mais les acteurs du Grenelle se sont bien gardés de définir qui était appelé à prendre en charge la conduite des actions envisagées et de quelle manière devait s'en répartir le coût financier entre les parties concernées. L'accent légitime mis sur l'obligation de résultats que l'on va examiner maintenant ne fait pas disparaître pour autant **la question des moyens et du partage des tâches entre les acteurs du monde de l'eau**.

■ Evaluation et performance décisionnelle

Instaurer une **culture de résultats dans la gestion de l'eau** est un des objectifs premiers de la DCE. Le monde français de l'eau était surtout accoutumé à une **obligation de moyens**. Les objectifs étaient définis à l'échelon national ou européen puis traduits en obligations réglementaires et en normes, la tâche des gestionnaires étant d'accompagner la mise en conformité des acteurs privés et publics aux évolutions de la réglementation en vigueur.

La mise en place des SDAGE a constitué **une première rupture dans cette culture de moyens** en poussant les acteurs locaux à se doter d'une **vision stratégique** de l'état de la ressource qu'ils souhaitaient atteindre à l'échelon du bassin, subordonnant, au moins en principe, mesures et moyens à la réalisation des objectifs qu'ils

s'étaient donnés. L'expérience montre qu'en fait, les objectifs des SDAGE sont restés largement soumis aux exigences des directives communautaires et de la politique nationale de l'eau, avec une appropriation variable selon les bassins des enjeux locaux de la gestion de l'eau par les acteurs, et ceci en dépit des efforts louables des agences pour impliquer le plus possible toutes les parties prenantes dans des groupes de travail.

Pour la culture du management public, qui influence tant les décideurs européens que nationaux, l'évaluation est appelée à jouer un rôle clé dans la promotion d'une culture de résultats. Il est attendu de l'évaluation qu'elle améliore la performance décisionnelle à au moins trois niveaux distincts.

Les trois niveaux de la performance décisionnelle :

- pertinence des actions à entreprendre ;
- justification de l'action et mise en débat ;
- faire évoluer le régime de responsabilité environnementale collective.

1 Pertinence des actions à entreprendre. Ce premier niveau est celui de la définition de l'action pertinente à entreprendre vis-à-vis de la situation de problème à laquelle fait face le décideur, un point que nous avons déjà largement évoqué.

2 Justification de l'action et mise en débat. Ce deuxième niveau est celui de la justification de l'action et sa mise en débat dans le public des porteurs d'enjeux. Pour que l'évaluation des services écologiques permette d'améliorer la qualité des arbitrages collectifs, on voit qu'elle se doit d'être appropriable et appropriée par les acteurs impliqués. Cela suppose en particulier que les porteurs d'enjeux soient dotés des moyens de réaliser leurs propres évaluations et contre-expertises. A l'évaluation venue « d'en haut », unique référence pour la prise de décision, se substitue la confrontation d'expertises contradictoires.

Le niveau de compétence technique des associations, ONG et autres porteurs d'enjeux s'améliore sans cesse et cette tendance ne devrait que se confirmer dans l'avenir. Beaucoup d'entre eux sont aujourd'hui à même de produire des rapports et des études d'un niveau équivalent à celui des services de l'Etat. Il est plus que probable qu'ils vont se saisir des opportunités ouvertes par la DCE pour s'approprier le champ de l'expertise des services écologiques afin de renforcer leur capacité de pression sur les pouvoirs publics et si possible leur influence sur la décision. Cette évolution, si elle paraît souhaitable pour la qualité du débat public et la prise collective de décision soulève des difficultés dès lors que, comme on l'a déjà évoqué, les protocoles d'évaluation des services écologiques sont encore loin d'être stabilisés tant au plan scientifique qu'opérationnel, avec de ce fait des risques de dérives intéressées et de manipulation des termes de référence du débat.

3 Faire évoluer le régime de responsabilité environnementale collective. Au troisième niveau, l'enjeu majeur d'une gouvernance proprement environnementale de l'eau dans l'optique du grand cycle est de soutenir ce que nous appelons un certain régime de responsabilité environnementale collective. On développera davantage ce point dans la troisième partie.

Comme évoqué plus haut, les attendus politiques ayant présidé à la mise en place du système de gestion du petit cycle de l'eau étaient assez clairs. Il s'agissait de garantir l'accès le plus large possible à la ressource pour tous les usagers tout en les protégeant des conséquences négatives en termes de pollution des comportements des autres usagers. Le modèle sous-jacent de responsabilité environnementale du petit cycle est donc celui de la satisfaction prioritaire des besoins humains accompagnée d'une politique d'atténuation des effets indésirables de cette satisfaction. On peut donc difficilement parler d'un régime de responsabilité authentiquement « environnemental », la composante humaine et sociale étant largement prépondérante dans ses attendus.



Pourtant dès les années 1970 on constate une évolution continue du Droit vers **une véritable reconnaissance du statut juridique de l'environnement**. Les lois successives sur l'eau vont affirmer le caractère prioritaire de la protection de l'environnement dans les objectifs de la politique de l'eau, avancées juridiques reprises dans le Code de l'Environnement comme dans la DCE. **Cette évolution est en phase avec les attentes des citoyens en matière de protection de l'environnement**, signe d'une évolution significative du régime de responsabilité environnementale collective dans notre société comme dans la plupart des sociétés européennes. On est ainsi conduit à un troisième niveau d'intervention de l'évaluation des services écologiques qui est **d'orienter et d'organiser l'évolution du régime de responsabilité environnementale**.

Il s'agit tout d'abord de mettre à contribution l'évaluation pour **l'information des citoyens et de l'opinion publique**. Il est espéré dans ce contexte que l'opinion publique nationale et locale puisse être un élément de pression sur les élus pour qu'ils s'investissent davantage dans la gestion écologique des milieux. L'enjeu est aussi de susciter un courant **d'opinion favorable** rendant acceptable des augmentations du prix de l'eau afin de dégager les ressources financières nécessaires. Deux remarques doivent être faites à ce propos :

- les études d'évaluation contingente ont largement montré la méfiance des individus quant à la volonté réelle des acteurs politiques locaux de consacrer les sommes prélevées à ce titre à la protection effective de l'environnement. Questionnés sur le gestionnaire désirable de ces fonds, ils privilégient massivement un acteur indépendant des collectivités locales comme de l'Etat et une supervision de son action par des associations, des scientifiques et les usagers ;

- par ailleurs, les pouvoirs publics doivent être très attentifs aux **problèmes d'équité et de redistribution implicite créés par la fiscalité** environnementale. Si l'on souhaite éviter des situations de blocage, une fiscalité environnementale assise sur la facture d'eau des ménages doit être accompagnée d'une réflexion sur une **tarification sociale** de la ressource garantissant l'accès à l'eau potable des populations les plus démunies et les plus fragiles économiquement. Cette réflexion a d'ailleurs été initiée en 2009 par le CNE (Conseil National de l'Eau) présidé par André Flageolet, avec le souci de concilier le droit fondamental de chacun à l'eau, la fourniture d'un service de qualité en matière d'eau potable et d'assainissement et la prise en compte des ménages en situation de précarité.

Les citoyens sont aussi particulièrement sensibles au suivi des mesures et à **l'appréciation de leur impact réel sur le terrain**. Ceci devrait amener les pouvoirs publics à pratiquer de manière plus systématique une évaluation ex post de leur action, c'est-à-dire à entrer plus profondément dans la logique de résultat évoquée précédemment. Un tel effort devrait porter au-delà des simples exigences du rapportage pour la DCE, d'autant que celui-ci ne s'applique qu'à un échantillon des masses d'eau. A côté de leurs canaux habituels de communication en direction des élus et des porteurs d'enjeux, les agences de l'eau vont devoir se doter des moyens de mieux faire connaître leur action auprès des médias et du grand public.

La situation de la ressource dans le petit cycle de l'eau est faite de tendances lourdes et d'accidents localisés d'ampleur variable. Dans le grand cycle, la réactivité des milieux et leur plasticité peuvent conduire à des évolutions positives ou négatives rapides. Ce problème était peu apparent à une époque où l'on ne suivait pas systématiquement la qualité des milieux. Mais une fois l'information acquise et diffusée, il peut se poser des problèmes de gestion de **crises écologiques locales** auxquels les acteurs de l'eau sont peu préparés de manière générale. Face à l'annonce, inédite jusqu'à présent par défaut d'information, d'un effondrement rapide d'une population piscicole par exemple, l'opinion publique va demander aux gestionnaires une **forte réactivité** pour rétablir rapidement la situation (Figure 14). Typiquement, les programmes de mesure sont pourtant davantage orientés vers une restauration progressive du bon état que vers de l'intervention de crise. On retrouve une situation classique en protection civile, où les moyens mobilisés lors d'une catastrophe représentent des années de budget de prévention. Le passage au grand cycle de l'eau doit s'accompagner d'une participation accrue de la société civile, avec les problèmes de distorsion de perception et d'interprétation erronée de situation qu'elle suscite.

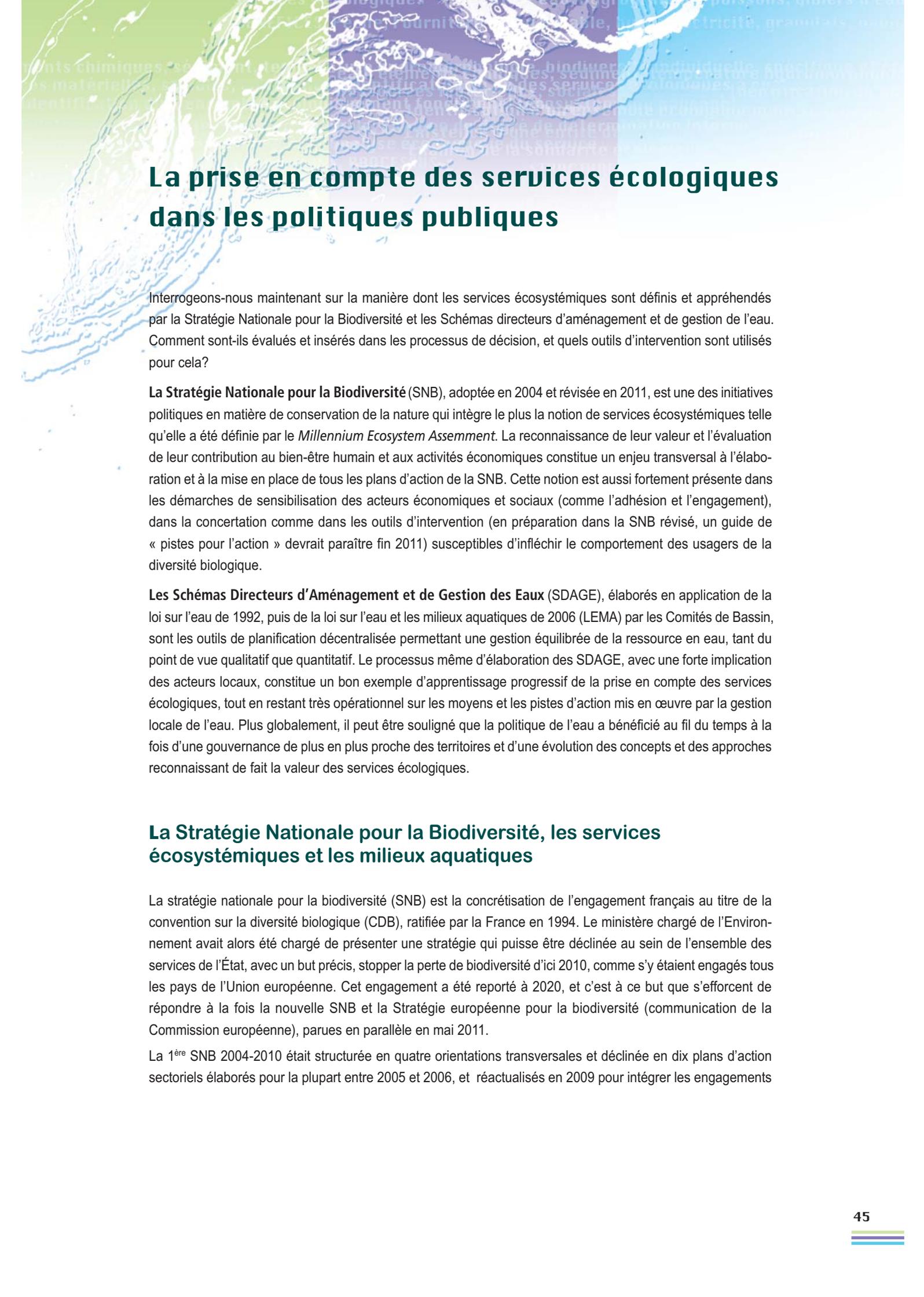


© A. Richard - Onema

L'omble chevalier des lacs alpins, espèce relique de la période glaciaire, a été fortement menacé par l'eutrophisation de ces lacs dans les années quatre-vingt et, à l'avenir, par le réchauffement climatique (les eaux du Lac Léman se sont réchauffées de plus de 1°C en 30 ans).

En conclusion, le développement des démarches d'évaluation des services écologiques ne se réduit pas à un problème de choix de méthodes de calcul de la valeur des milieux ou de production de chiffres et d'indicateurs de l'état écologique des milieux naturels. Pour que l'exercice ait une certaine portée, il doit s'insérer dans le contexte des modalités et des orientations de la politique de l'eau. L'évaluation des services peut également jouer un rôle pour faire évoluer en retour ce contexte lui-même en offrant des bases de discussion et de partage d'enjeux aux acteurs de la gestion de l'eau.

Nous avons tenté de résumer dans cette première sous-partie les éléments de contexte qui nous ont paru les plus pertinents dans cette perspective. Ces quelques considérations générales doivent toutefois être complétées par des exemples concrets de mise en œuvre de politiques environnementales. C'est le propos de la partie suivante articulée autour de deux exemples : la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) et les SDAGE mis en place pour atteindre les objectifs de la DCE.



La prise en compte des services écologiques dans les politiques publiques

Interrogeons-nous maintenant sur la manière dont les services écosystémiques sont définis et appréhendés par la Stratégie Nationale pour la Biodiversité et les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion de l'eau. Comment sont-ils évalués et insérés dans les processus de décision, et quels outils d'intervention sont utilisés pour cela?

La Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB), adoptée en 2004 et révisée en 2011, est une des initiatives politiques en matière de conservation de la nature qui intègre le plus la notion de services écosystémiques telle qu'elle a été définie par le *Millennium Ecosystem Assesment*. La reconnaissance de leur valeur et l'évaluation de leur contribution au bien-être humain et aux activités économiques constitue un enjeu transversal à l'élaboration et à la mise en place de tous les plans d'action de la SNB. Cette notion est aussi fortement présente dans les démarches de sensibilisation des acteurs économiques et sociaux (comme l'adhésion et l'engagement), dans la concertation comme dans les outils d'intervention (en préparation dans la SNB révisé, un guide de « pistes pour l'action » devrait paraître fin 2011) susceptibles d'infléchir le comportement des usagers de la diversité biologique.

Les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), élaborés en application de la loi sur l'eau de 1992, puis de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques de 2006 (LEMA) par les Comités de Bassin, sont les outils de planification décentralisée permettant une gestion équilibrée de la ressource en eau, tant du point de vue qualitatif que quantitatif. Le processus même d'élaboration des SDAGE, avec une forte implication des acteurs locaux, constitue un bon exemple d'apprentissage progressif de la prise en compte des services écologiques, tout en restant très opérationnel sur les moyens et les pistes d'action mis en œuvre par la gestion locale de l'eau. Plus globalement, il peut être souligné que la politique de l'eau a bénéficié au fil du temps à la fois d'une gouvernance de plus en plus proche des territoires et d'une évolution des concepts et des approches reconnaissant de fait la valeur des services écologiques.

La Stratégie Nationale pour la Biodiversité, les services écosystémiques et les milieux aquatiques

La stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) est la concrétisation de l'engagement français au titre de la convention sur la diversité biologique (CDB), ratifiée par la France en 1994. Le ministère chargé de l'Environnement avait alors été chargé de présenter une stratégie qui puisse être déclinée au sein de l'ensemble des services de l'État, avec un but précis, stopper la perte de biodiversité d'ici 2010, comme s'y étaient engagés tous les pays de l'Union européenne. Cet engagement a été reporté à 2020, et c'est à ce but que s'efforcent de répondre à la fois la nouvelle SNB et la Stratégie européenne pour la biodiversité (communication de la Commission européenne), parues en parallèle en mai 2011.

La 1^{ère} SNB 2004-2010 était structurée en quatre orientations transversales et déclinée en dix plans d'action sectoriels élaborés pour la plupart entre 2005 et 2006, et réactualisés en 2009 pour intégrer les engagements

du Grenelle Environnement. La nouvelle SNB 2011-2020 s'articule en six orientations stratégiques, qui recouvrent vingt objectifs, en lien avec les objectifs d'Aichi (cibles du plan stratégique de la CDB). Son ambition vise à :

- préserver et restaurer, renforcer et valoriser la biodiversité ;
- en assurer l'usage durable et équitable ;
- réussir pour cela l'implication de tous et de tous les secteurs d'activité.

Concrètement, elle repose sur l'engagement volontaire des acteurs, défini à l'aide du Guide pour l'action (non publié à ce jour).

La politique de conservation de la nature transcrite dans le cadre de la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) prend bien en compte la notion des services écosystémiques telle qu'elle a été conçue dans le cadre du MEA. La reconnaissance de leur valeur et l'évaluation de leur contribution au bien-être humain et aux activités économiques sectorielles est un enjeu commun à tous les plans d'action relevant de l'ancienne SNB (voir annexe 1), et se retrouve également dans les objectifs de la nouvelle. Elle apparaît aussi bien dans la sensibilisation des acteurs économiques et sociaux que dans la concertation ou dans les outils d'intervention permettant d'influencer le comportement des usagers de la diversité biologique tant au plan international qu'à l'échelon national.

■ Au niveau international

La SNB s'inscrit dans la continuité de l'action internationale en faveur de la préservation de la diversité biologique et par extension des services écologiques ou écosystémiques qui s'y rattachent. Rappelons en particulier les événements majeurs qu'ont constitué la conférence des Nations Unies pour la diversité biologique en 1992, ou sommet de Rio, ainsi que le sommet mondial sur le développement durable en 2002 à Johannesburg.

La conférence des Nations Unies pour la diversité biologique en 1992, conférence qui a donné lieu à la signature de la convention du même nom (voir encadré), a ouvert le chantier d'un engagement ferme des Etats signataires à mettre en œuvre des politiques de préservation de la diversité biologique, de favoriser son utilisation durable et le partage des bénéfices issus de l'utilisation des ressources génétiques. La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) a permis l'élaboration de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) française. Les Etats parties adoptent souvent une démarche volontariste dans la mise en œuvre du programme de travail de la CDB. Cependant ce programme reste profondément influencé par les orientations politiques et économiques du moment.

La Convention sur la diversité biologique

La Convention sur la Diversité Biologique établit son programme de travail autour de 7 thèmes dont l'un concerne la biodiversité des écosystèmes des eaux intérieures, et des thématiques transversales comme : changement climatique et biodiversité ; approche écosystémique ; système d'indicateurs d'état, de suivi et d'évaluation ; économie, commerce et mesures d'incitation (dans lequel on retrouve l'évaluation de la valeur de la biodiversité, les instruments économiques et la suppression des incitations -subventions sectorielles- à effet pervers sur la biodiversité).

Le Sommet mondial sur le développement durable de Johannesburg en 2002 (Figure 15) a confirmé l'engagement de la France à réduire les sources de dégradation et de perte de diversité biologique. **Les objectifs du millénaire du développement**, résultats de ce sommet, font aussi de l'accès et de la gestion de la ressource en eau un levier important pour le développement durable.

Figure

15



Une des réunions internationales majeures.

De ces deux arènes internationales animées par les Nations Unies résultent un certain nombre de messages clés pour les décideurs :

- l'accès à l'eau, la qualité de l'eau et des milieux aquatiques contribuent à l'atteinte des objectifs du millénaire ;
- la gestion de la rareté et de la qualité de la ressource sont des objectifs en soi ;
- la gestion de la ressource en eau en tant que bien économique est complémentaire d'une évaluation de la contribution aux services écologiques du bon fonctionnement des milieux aquatiques, eux-mêmes considérés comme des biens publics (ou des biens communs) ;
- la gestion intégrée des milieux élargit le champ d'action depuis l'eau dans son milieu physique vers les écosystèmes, en intégrant les interactions entre les milieux aquatiques, le couvert forestier et les sociétés humaines ;
- la préservation des zones humides, écosystèmes ayant subi les plus grandes réductions de surface, devient un objectif en lui-même, objectif renforcé par ailleurs par la **Convention RAMSAR** qui recommande des actions spécifiques.

La convention de Ramsar

La Convention de Ramsar, officiellement Convention relative aux zones humides d'importance internationale, particulièrement comme habitats des oiseaux d'eau, aussi couramment appelée Convention sur les zones humides.

Pourtant, même si le débat politique s'imprègne du discours de la préservation de la diversité biologique des milieux naturels, et donc des milieux aquatiques, l'écart entre la gestion des milieux aquatiques et celle de la ressource en eau au sens usuel (services d'eau potable et assainissement) se réduit peu. Les milieux aquatiques relèvent encore largement du domaine de la gestion environnementale tandis que la ressource en eau continue à relever du domaine socio-économique tant pour l'eau potable, l'industrie, l'énergie que pour l'agriculture.

■ Au niveau national

L'élaboration et la mise en œuvre de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité est le résultat de plusieurs initiatives politiques dans le champ de l'environnement. L'élaboration de **la stratégie nationale du développement durable** (SNDD), adoptée en juin 2003, a fait de la préservation du patrimoine naturel et culturel un de ses piliers. Le conseil national du développement durable devient l'autorité politique devant permettre l'intégration de l'environnement dans les politiques sectorielles, ce qui a constitué un signal fort d'un possible changement de paradigme, signal renforcé par la Charte de l'Environnement.

La stratégie nationale pour la biodiversité, adoptée en 2004 et révisée en 2011 (Figure 16), est une déclinaison de la SNDD sur le pilier **patrimoine naturel et culturel**, mais elle élargit son cadre purement naturaliste aux impacts des activités économiques sur la biodiversité. Cependant si la SNB peut influencer sur les orientations politiques, voire de planification, elle n'a aucune portée juridique. Dans sa phase de démarrage, l'objectif

d'enrayer la perte de la diversité biologique passe par la préservation de la diversité génétique et des espèces, de la diversité des écosystèmes, en particulier du fait des services rendus aux sociétés humaines, et des paysages comme forme d'expression fonctionnelle et culturelle des territoires.

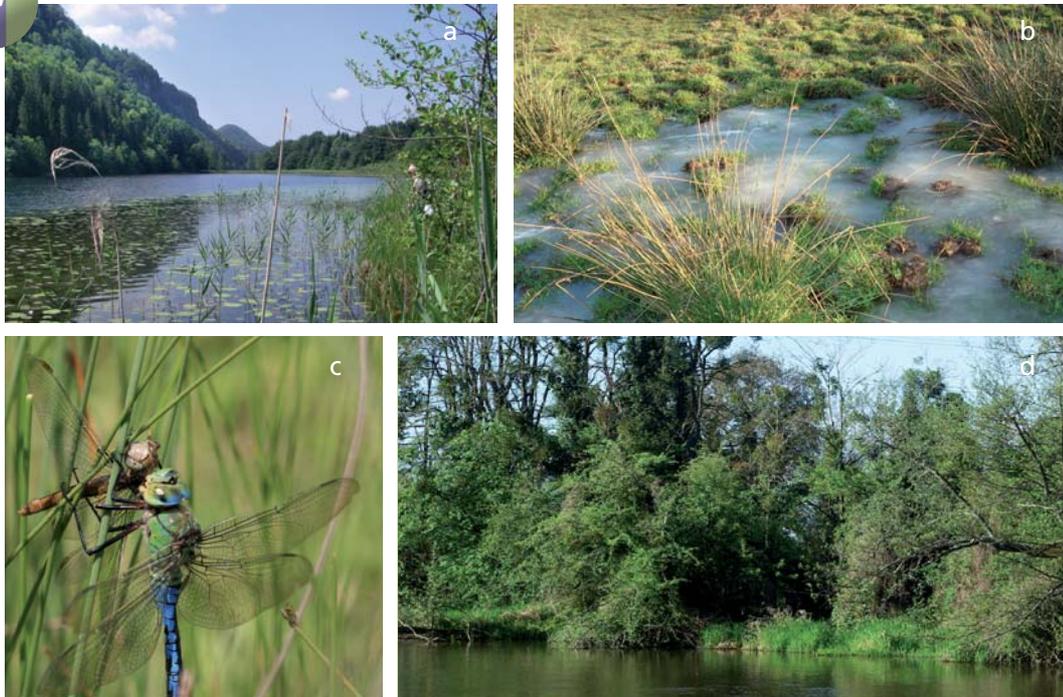
Figure 16



La stratégie nationale pour la biodiversité est une déclinaison de la stratégie nationale du développement durable.

Les milieux aquatiques sont pris en compte, d'une part, au travers de la diversité des espèces aquatiques (notamment les populations piscicoles) et, d'autre part, par les écosystèmes, notamment les zones humides, écosystèmes emblématiques (Figure 17) du fait de leur vulnérabilité au développement économique mais aussi parce qu'ils bénéficient d'une attention internationale particulière depuis la Convention RAMSAR.

Figure 17



Les zones humides, écosystèmes emblématiques.

a © R. Serive - Onema
 b © H. Carmié - Onema
 c © M. Bramard - Onema
 d © M. Carrouée - Onema



L'état de santé de la biodiversité ainsi que l'identification des menaces pesant sur elle sont bien appréhendés par la stratégie nationale pour la biodiversité. Il y apparaît que les milieux aquatiques sont menacés par les pressions affectant la qualité des eaux (pollutions diffuses et ponctuelles) et les habitats (modifications hydrologiques et morphologiques et entraves à la continuité des cours d'eau). En termes de services écologiques rendus par les milieux aquatiques, la SNB souligne leur importance, notamment pour la fourniture d'une ressource en eau de bonne qualité à des usages multiples et pour le fonctionnement de l'écosystème aquatique en tant que tel.

La 1ère SNB avait mis en place **dix plans d'action sectoriels** (Figure 18) ou programmes de travail pour chaque secteur économique (agriculture, coopération internationale, infrastructures de transports terrestres, mer, patrimoine naturel, urbanisme, forêt, recherche, tourisme, outre-mer).

Figure

18



Quelques plans d'action sectoriels de la stratégie nationale pour la biodiversité.

Pour l'outre-mer, la stratégie était déclinée en dix plans locaux : Guadeloupe, Guyane, Martinique, Mayotte, Nouvelle-Calédonie, Polynésie-Française, Réunion, Wallis-et-Futuna, Saint-Pierre-et-Miquelon, Terres australes et antarctiques françaises et les Iles Eparses. C'est une illustration de l'importance de la conservation de la biodiversité dans ces régions.

Chaque plan était piloté par le ministère technique concerné, avec mise en place d'un comité de pilotage où siègent, entre autres, des acteurs économiques, des membres de la société civile et des associations de protection de la nature. En effet, la SNB visait la **mobilisation des acteurs, l'intégration de la valeur des services rendus par la nature, l'amélioration de la prise en compte de la biodiversité dans les politiques sectorielles et le développement de la connaissance scientifique et d'observation**. L'orientation politique de la SNB était claire. Ce n'était pas une politique d'intervention supplémentaire. Il s'agissait de sensibiliser, de mobiliser et de concerter des actions dans le but de rendre plus efficaces les politiques existantes. Ainsi les plans proposaient des actions visant à préserver le rôle des milieux aquatiques et des services rendus (Tableau 5 et annexe 1). Cependant, cette amélioration n'a pas été aussi significative dans les outils d'intervention proposés, pas plus que dans le processus d'appropriation de la SNB par les acteurs. En effet, les plans d'action étaient insérés dans la trame des politiques sectorielles déjà existantes, sans les bouleverser ni les modifier. Ils ne s'attachaient qu'à améliorer ces politiques en favorisant des initiatives volontaires des acteurs privés et en mettant l'accent sur la sensibilisation, l'information ainsi que sur la valorisation des bonnes pratiques et des comportements responsables vis-à-vis de la biodiversité.

Un exemple de la prise en compte des milieux aquatiques par un plan d'action : le plan d'action du patrimoine naturel.

Axes prioritaires	Nombre d'actions (2009-2010)	Actions en lien avec milieux aquatiques	Nom des sous-actions en lien avec les milieux aquatiques
Maintenir une bonne qualité écologique du territoire	4 actions et 30 sous-actions	Développer des plans spécifiques pour les infrastructures naturelles	Elaboration des orientations de la trame verte et bleue et accompagner leur mise en œuvre au niveau régional.
			Cours d'eau et milieux aquatiques : application de la DCE (état des lieux des bassins hydrographiques, mise en place du programme de surveillance, définition des plans de gestion et des programmes de mesures, mise en œuvre de la loi sur l'eau.
			Zones humides : Poursuivre et renouveler la mise en œuvre du plan national des zones humides. Classer les zones humides d'importance internationale au titre de la Convention Ramsar. Acquisition de 20 000 ha de zones humides contre artificialisation : favoriser l'achat par les agences de l'eau.
			Bandes enherbées et zones tampons végétalisées d'au moins 5m le long des cours et des masses d'eau inscrites dans les documents d'urbanisme. Extension des bandes enherbées le long de l'ensemble des cours d'eau dans les zones vulnérables en 2009 (4ème prog d'actions 2009-2013 en application de la directive "nitrate").
			Restaurer les continuités pour les écosystèmes d'eau douce: démantèlement des barrages de concessions hydroélectriques en cas de non renouvellement de l'exploitation dans le cadre d'une convention générale sur l'hydroélectricité durable en cohérence avec la restauration des milieux aquatiques (trame bleue).
			Littoral: mesures du CIADT littoral ; stratégie à long terme du conservatoire.
			Renforcer dès 2009 les moyens d'IFRECOR pour une action soutenue en faveur des récifs coralliens et de leurs écosystèmes associés.
		Sauver les espèces sauvages menacées	Mise en place des plans nationaux d'action pour les espèces menacées en métropole et dans les DOM.
		Lutter contre les espèces envahissantes	Elaborer un plan espèces invasives terrestres et marines.
Accompagner l'essor de la gestion concertée du patrimoine naturel	3 actions et 14 sous-actions	Consolider l'expertise et la gestion	Prévoir des mesures de reconstitution et de restauration pour les écosystèmes marins et côtiers dans les plans de gestion (SDAGE révisé) et les programmes des mesures qui seront établis à l'échelle d'un bassin hydrographique.
Poursuivre la rénovation du droit et des outils économiques	3 actions et 10 sous-actions	Rénover et compléter les dispositions juridiques	Continuité des écosystèmes d'eau douce : possibilité d'intervenir sur des ouvrages privés avec l'accord du propriétaire.
		Renforcer l'efficacité de la police de la nature	Formaliser la doctrine de l'administration en matière de police de la nature, de la pêche et de l'eau. Création d'un pôle police de la nature dans les départements/rapprochements police de l'eau et police de la chasse. Renforcer les moyens humains de la police de la nature exercée par les établissements publics présents dans le département d'outre-mer (parcs nationaux, ONF, ONCFS et Onema) pour assurer une mise en œuvre efficace des réglementations.

L'eau et les milieux aquatiques étaient donc bien présents dans la SNB de 2004 mais on remarque quand même que dans sa phase de démarrage la SNB était réductrice pour les milieux aquatiques et ceci pour plusieurs raisons :

- les milieux aquatiques n'étaient perçus que par leur aspect « contenant » d'une ressource physique qui est l'eau et l'eau n'est pas la biodiversité ;
- la vision compartimentée entre les milieux aquatiques et les milieux terrestres perdurait ;
- le manque d'appropriation des connaissances sur la richesse biologique (macrophytes et invertébrés) en milieu aquatique de la part des associations de conservation de la nature, des acteurs institutionnels et privés, a limité le champ couvert par les actions en matière de conservation de la biodiversité ;
- lors de cette 1ère élaboration, l'organisation du ministère en charge de l'environnement, divisée en directions différentes, l'une en charge de la biodiversité et l'autre en charge des questions liées à la ressource en eau, n'a pas facilité l'intégration des spécificités de la gestion des milieux aquatiques dans les plans d'actions de la SNB. Cette situation devrait s'améliorer suite à la création d'une seule direction en charge de l'eau et de la biodiversité.

En 2006, le **Grenelle de l'Environnement** (Tableau 6), feuille de route de la politique environnementale pour les cinq années suivantes, a renforcé la SNB en identifiant un certain nombre d'actions concrètes en faveur de la diversité biologique, actions qui ont été, à leur tour, intégrées dans les plans d'actions sectoriels révisés en 2009. Il s'agit de l'engagement 84 qui stipule qu'il faut « renforcer la SNB et l'accompagner de stratégies régionales concertées ». A partir des conclusions du Grenelle, la prise en compte de la ressource en eau et des milieux aquatiques est renforcée dans la SNB, cette dernière intégrant désormais des actions ou sous-actions liées à la continuité écologique, à la trame verte ou bleue et à la mise en œuvre de la DCE.

Tableau



Objectifs du Grenelle « eau ».

Phosphates

Interdiction de l'utilisation des phosphates dans tous les produits lessiviels dès 2012.

Captages

Achèvement d'ici 2010 des périmètres de protection des captages d'eau potable, Plans d'action renforcés pour protéger d'ici 2012 les 500 captages les plus menacés.

Assainissement

Accélération de la mise aux normes des stations d'épuration des eaux usées pour atteindre un taux de conformité de 98 % d'ici 2010 et 100 % d'ici 2011.

Prise en compte des modalités d'assainissement des eaux usées dans l'instruction des permis de construire.

Création d'une nouvelle compétence des communes pour le contrôle des installations d'assainissement non collectif.

Développement de la récupération et de la réutilisation des eaux pluviales et des eaux usées dans le respect des contraintes sanitaires.

Trame verte et bleue

Mise en place de bandes enherbées d'au moins 5 mètres le long des cours d'eau d'ici 2015, une trame verte et bleue pour préserver la continuité écologique.

Irrigation

Possibilité pour le Préfet de délivrer à un organisme unique une autorisation de prélèvement pour le compte de l'ensemble des irrigants, afin de favoriser une gestion collective des prélèvements

Réseaux

Obligation pour les collectivités de faire un inventaire du patrimoine de leur réseau de distribution d'eau et d'établir un programme de travaux d'amélioration si le taux de fuite du réseau est supérieur à un taux fixé pour chaque département.

Recherche et développement

Autorisation donnée aux services publics d'eau potable et d'assainissement de financer des programmes de recherche et de développement pour faciliter le développement de nouvelles techniques, notamment pour s'adapter au changement climatique.

En dépit de la volonté affichée de mettre la biodiversité au cœur des préoccupations environnementales nationales, la posture politique reste minimaliste car il s'agit de mobiliser les acteurs plutôt que de construire une politique d'intervention où la biodiversité conditionnerait les objectifs des politiques sectorielles. La motivation de départ de la SNB était de marquer un tournant dans la manière d'aborder la protection de la nature, en introduisant progressivement la biodiversité dans la sphère des politiques sectorielles. On a parlé d'un changement de paradigme qui s'imposerait à l'économie. Certains y ont vu les prémisses d'un changement institutionnel dans l'organisation de l'Etat et de sa gouvernance (normes, règles et processus). Dans les faits on peut néanmoins remarquer que :

- l'Etat était à la fois pilote de la SNB, maître d'ouvrage des actions et promoteur des mêmes outils d'intervention « classiques » dont il a la compétence (mesures agro-environnementales, subvention à la production biologique...);
- les acteurs locaux agissant sur le territoire (y compris les collectivités locales et territoriales) ont été très peu impliqués. Certains diront qu'au niveau collectif (comités de pilotage), certains acteurs n'étaient ni représentés ni invités ;
- les acteurs de la gouvernance de l'eau ont été totalement absents de ce processus. Certains argumenteront que l'entrée « facteurs d'affectation sur la biodiversité » écartait l'option par « types de milieux » et l'eau a continué à être perçue au travers de sa composante physique, sans lien avec la biodiversité. La logique institutionnelle a beaucoup contribué à cette dichotomie entre protection de la biodiversité et gestion de l'eau et des milieux aquatiques. Le ministère en charge de l'écologie de l'époque comprenait deux directions distinctes : une en charge de la nature et des paysages et l'autre en charge de l'eau. D'ailleurs, dans l'élaboration de la SNB, la direction en charge de l'eau a été très peu consultée. Elle ne faisait pas partie non plus du comité interministériel réunissant les pilotes des plans d'actions et qui avait pour finalité le suivi de l'agenda de ces plans.

Il est difficile de comprendre pourquoi les acteurs de la gouvernance de l'eau n'ont pas été davantage impliqués dans les plans d'action de la SNB alors que les outils d'intervention évoqués dans certains de ces mêmes plans d'action sont de fait issus de la politique de l'eau et de la DCE. C'est le cas notamment de la redevance Eco-phyto, des mesures agro-environnementales ou du système de subventions des agences de l'eau. La participation des acteurs de la gouvernance de l'eau aurait permis de rendre plus opérationnels les résultats espérés au niveau local dans le cadre de la SNB. Citons par exemple, les Commissions Locales de l'Eau (CLE) qui agissent au niveau des SAGE, ou les Comités de Bassin qui décident du programme d'intervention des agences de l'eau.

Une des questions clés abordées par l'analyse économique est celle des coûts de transaction. **Les coûts de transactions** sont définis comme des coûts liés à la participation et à la négociation et l'on sait qu'ils peuvent être significatifs dans un processus de gouvernance. Lorsqu'il existe un fort intérêt de la part des acteurs à travailler collectivement, ces coûts sont assumés par les acteurs eux-mêmes dans une démarche volontaire. Lorsque ces coûts de transaction dépassent le bénéfice à prendre part au processus, ils peuvent conduire à des formes de désistement et donc à une faible participation. Or la multiplication des processus de concertation de la part de l'Etat, processus poursuivant des objectifs similaires mais sans coordination des espaces de décision déjà existants, oblige les acteurs à multiplier les efforts de présence dans ces espaces. Les acteurs sont alors conduits à faire des choix de participation selon le niveau d'importance des enjeux.

L'évaluation de la SNB, initiée par le ministère en charge du développement durable en 2010, montre de faibles résultats, en particulier en ce qui concerne l'intégration réelle de la biodiversité dans les politiques sectorielles (selon la Stratégie nationale pour la biodiversité - Bilan 2004-2010 - DICOM-DGALN/BRO/11022 – Mai 2011).

Néanmoins, cette évaluation a montré que la SNB constitue un levier important pour la mobilisation de l'ensemble des acteurs. La nouvelle SNB 2011-2020 poursuit cette mobilisation en augmentant le niveau d'engagement de l'Etat, des collectivités territoriales et des acteurs de la vie économique et de la société civile autour de six enjeux stratégiques : susciter l'envie d'agir pour la biodiversité, préserver le vivant et sa capacité à évoluer, investir dans un bien commun (le capital écologique), assurer un usage durable et équitable de la biodiversité, assurer la cohérence des politiques et l'efficacité de l'action et développer, partager et valoriser les connaissances.



Cette nouvelle SNB ne se décline pas par des plans d'actions mais vise à faire adhérer les différents acteurs : il s'agit de faire en sorte que chacun dispose d'un ensemble de connaissances et de valeurs lui permettant de prendre conscience de sa dépendance quotidienne vis-à-vis des services rendus par la biodiversité et d'éclairer ses décisions et ses actes.

La notion de services écologiques est donc clairement soulignée, étant entendu que le bon fonctionnement des écosystèmes est une condition fondamentale pour la production de nombreux services utiles à l'homme et pour la préservation d'un grand nombre d'espèces remarquables et plus communes. Ainsi, la préservation et la restauration des écosystèmes deviennent progressivement un secteur d'activités à part entière, même si les leviers d'intervention ne sont pas précisés à ce stade.

La nouvelle SNB n'intègre pas explicitement la gouvernance de l'eau. Or les différentes lois sur l'eau ont mis en place des dispositifs de planification spécifiques, qui ont progressivement intégré la notion de biodiversité et de services écologiques au fil de leurs évolutions. C'est ce que nous allons désormais développer.

Les Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE) et la prise en compte des services écologiques

La prise en compte des services écologiques dans la politique de l'eau est intéressante à examiner au travers de ses dispositifs de planification, dont il convient de souligner les particularités. L'analyse rétrospective des trois lois sur l'eau de 1964, 1992 et 2006, qui intègre les objectifs de la directive cadre européenne sur l'eau de 2000, met en évidence une montée en puissance de la prise en compte des services écologiques, ceci de façon plus ou moins explicite. Ces lois sur l'eau successives permettent un premier repérage de cette évolution et c'est ce que nous allons examiner maintenant. Outre un résumé des attendus essentiels des textes, nous nous attacherons à fournir un éclairage sur les modes de gouvernance mis en place par les acteurs locaux de l'eau à partir de ces textes, témoignant ainsi d'un processus d'appropriation progressif des services écologiques par ces acteurs. Nous allons d'abord revenir sur les évaluations législatives.

■ La loi sur l'eau de 1964

La loi sur l'eau de 1964 dans son article 1er prévoyait des dispositions ayant pour objet [...] *la lutte contre la pollution des eaux et leur régénération, dans le but de satisfaire ou de concilier les exigences* :

- de l'alimentation en eau potable des populations et de la santé publique ;
- de l'agriculture, de l'industrie, des transports et de toutes autres activités humaines d'intérêt général ;
- de la vie biologique du milieu récepteur et spécialement de la faune piscicole ainsi que des loisirs, des sports nautiques et de la protection des sites ;
- de la conservation et de l'écoulement des eaux.



L'article 1 de la loi sur l'eau de 1964 prévoyait de concilier les exigences des usages et la protection des milieux.

a © M. Carrouee - Onema
b © G. Karczewski - Onema

Les articles 13 et 14 de cette même loi prévoyaient que soit créé [...] au niveau de chaque bassin ou groupement de bassins [...] un **comité de bassin** composé pour égale part de représentants des différentes catégories d'usagers et personnes compétentes, des représentants désignés par les collectivités locales, de représentants de l'administration [...] et d'une **agence financière de bassin**, établissement public administratif doté de la personnalité civile et de l'autonomie financière, chargé de faciliter les diverses actions d'intérêt commun au bassin ou au groupe de bassins.

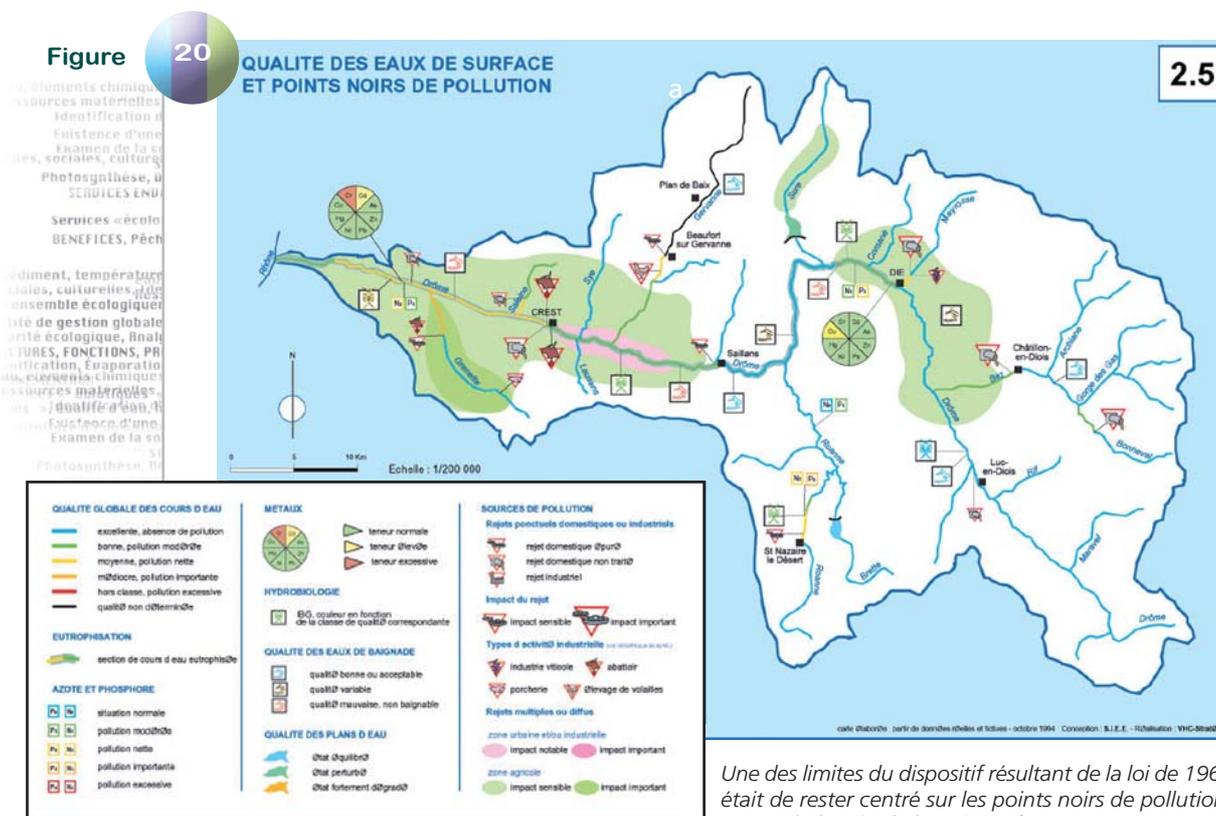
L'article 14 donne un double rôle à ces agences : celui d'établir et percevoir sur les personnes publiques ou privées des redevances, dans la mesure où ces personnes publiques ou privées rendent nécessaire ou utile l'intervention de l'agence et d'attribuer des subventions et des prêts aux personnes publiques et privées pour l'exécution de travaux d'intérêt commun au bassin.

Les retombées essentielles de cette première loi sur l'eau, du point de vue de notre problématique sont essentiellement :

- la reconnaissance de l'importance de lutter contre la pollution des eaux pour le développement économique, la santé mais aussi la protection des milieux récepteurs ;
- la reconnaissance première du « grand (éco) système » que constitue le bassin hydrographique, en tant qu'unité cohérente de gestion de la ressource en eau ;
- la mise en place du principe pollueur-payeur qui reconnaît indirectement la nécessité de compenser les dommages causés par les activités urbaines et économiques, si ce n'est aux écosystèmes, du moins à la qualité de l'eau ;
- la mise en place d'une gouvernance originale avec le comité de bassin, « parlement de l'eau » et l'agence de l'eau, mutuelle financière qui gère le système des redevances pour les réinvestir dans des opérations de « réparations des dommages ».

Malgré son originalité pour l'époque et une capacité financière progressivement renforcée (les agences de l'eau ont véritablement fait décoller les investissements dans le domaine de l'eau), le dispositif présente des limites par rapport au sujet traité :

- un raisonnement centré sur les points noirs de pollution (grandes collectivités, importants sites industriels) (Figure 20);



- une vision financière dominante, plutôt qu'une approche incitative qui aurait pu être attendue de la mise en place des redevances. L'objectif consiste avant tout à réinvestir le produit des redevances dans des projets qui assurent un « juste » retour vers les usagers contributeurs ;
- l'environnement et les milieux aquatiques ne constituent pas le cœur de métier des comités de bassin ni des agences de l'eau.

Cependant, la création de ce dispositif a favorisé l'émergence d'une **prise de conscience du fonctionnement des écosystèmes et de leur valeur** :

- les services en charge du suivi de la qualité des milieux ont contribué à initier une culture de l'écologie en développant des indicateurs calés, non seulement sur la qualité physico-chimique des milieux mais aussi sur la faune aquatique, cela notamment à travers le développement des outils du SEQ-Eau (système d'évaluation de la Qualité des Eaux), qui comprend des volets physiques mais aussi biologiques ;
- les premières modélisations de la qualité des eaux ont mis en avant la fonction « d'auto-épuration » des milieux et contribué à mettre en lumière ce service écologique, même s'il n'en n'a pas encore le nom.

Dans les années 1980, les agences s'investissent progressivement dans l'aménagement des cours d'eau. L'approche est alors hydraulique et motivée par des questions de lutte contre les inondations, mais c'est par cette intervention sur les milieux naturels que des approches liées aux services écosystémiques vont monter progressivement en puissance au sein des agences. Pour la première fois, celles-ci utilisent les redevances pour financer des actions qui ne sont pas en lien direct avec ces redevances, assises principalement sur la pollution urbaine et industrielle. Ceci n'est pas sans poser des problèmes politiques : les usagers industriels en particulier ont du mal à concevoir qu'une partie du produit de leurs redevances vienne subventionner des actions sur les cours d'eau : maîtrise de l'érosion, entretien des berges, aménagements piscicoles (Figure 21), mise en valeur des abords.... Ces débats autour de la légitimité de ces nouvelles interventions (sans contribution spécifique des secteurs d'activité à l'origine des dégradations qui les justifient) est cependant bénéfique à l'émergence de premiers échanges sur l'intérêt pour l'agence et donc pour la politique de l'eau de s'intéresser de plus près aux écosystèmes.

Figure 21



Les redevances des usagers professionnels peuvent financer des dispositifs de franchissement piscicole.

A partir des années 1980 les agences de l'eau commencent ainsi à sortir de la stricte lutte contre la pollution des rejets urbains et industriels, et le Ministère chargé de l'environnement émet une circulaire sur les **contrats de rivières**. Ces contrats marquent une étape nouvelle par l'approche globale qu'ils proposent, se préoccupant simultanément de lutte contre la pollution, de restauration physique des milieux et de communication/sensibilisation. Là encore, les démarches restent un peu étriquées, sans portée réglementaire réelle, centrées sur la rivière au sens strict (le lit mineur et les berges) mais plusieurs initiatives (par exemple pour l'Ardèche, bassin versant précurseur pour cette procédure) reposent de façon plus ou moins explicite sur une prise de conscience accrue de la part les collectivités des services rendus par une rivière en bon état de fonctionnement (l'économie de la vallée de l'Ardèche est très étroitement liée à la qualité de sa rivière).

a-b © T. Schwab - Onema

nouvelle loi sur l'eau est une véritable opportunité pour les instances de bassin d'appréhender véritablement les écosystèmes aquatiques et leur services écologiques au sein des débats et donc des programmes de travail des acteurs de l'eau. Malgré le temps de l'apprentissage et de l'appropriation, les comités de bassin, en charge de l'élaboration des SDAGE, vont alors inscrire dans leurs orientations fondamentales des dispositions en lien direct avec la reconnaissance de l'obligation désormais de gérer les écosystèmes, et donc de tenir compte des services écologiques.

Les premiers SDAGE

Les premiers SDAGE, adoptés en 1996, affichent de manière explicite cette nouvelle facette de la gestion de l'eau (voir encadré).

SDAGE 1996 Adour-Garonne

Les écosystèmes aquatiques participent d'autant mieux au maintien des équilibres hydrodynamiques et à la régulation de l'écoulement des eaux qu'ils sont peu perturbés. Cela renforce également la capacité d'auto-épuration des cours d'eau et améliore ainsi leur qualité. Il convient donc de restaurer les phénomènes naturels de régulation et la dynamique fluviale, de manière à « redonner aux milieux aquatiques la capacité de fonctionner normalement et de se régénérer(...) ».

SDAGE 1996 Rhône Méditerranée Corse

Les milieux aquatiques et les zones humides sont des milieux complexes, dynamiques et interdépendants dont les composantes physiques et fonctionnelles sont à préserver ou à restaurer pour maintenir leurs rôles essentiels en termes de régularisation des ressources en eau, d'autoépuration, de paysage et de biodiversité.

Une fois repérées et répertoriées, les zones humides devront progressivement être caractérisées d'un double point de vue :

- *biologique : rareté des espèces présentes, diversité...*
- *fonctionnel : dynamique des milieux, relations fonctionnelles avec les autres milieux et le bassin versant, "services rendus" (écêtement des crues, autoépuration ...).*

SDAGE 1996 Seine Normandie

Les vallées alluviales sont le siège d'enjeux économiques multiples, espaces constructibles, gisements potentiels de granulats, ressources en eau souterraine. Les milieux aquatiques ont une valeur écologique et fonctionnelle qu'il est nécessaire de préserver. Il faut donc, dans les fonds des vallées plus qu'ailleurs, être vigilant sur la nécessaire intégration des contraintes hydrauliques et environnementales dans l'occupation des sols.

L'objectif est de « maintenir dans les fonds de vallée une couverture végétale adaptée aux conditions des sols (...). Les champs naturels d'inondation renferment la plupart des milieux humides d'intérêt écologique. Leur maintien est également nécessaire pour une lutte raisonnée contre les inondations. (...) Les procédures de protection des captages doivent être menées à terme et les ressources potentielles stratégiques soustraites aux risques de pollution en recherchant sur ces zones une couverture protectrice des sols et une gestion à adapter (...). »

Au-delà de l'objet même d'une approche plus fonctionnelle de la gestion des milieux, désormais reconnue par les SDAGE, l'avancée majeure porte sur le fait que ces concepts s'appuient sur des résultats scientifiques, explicitant l'écologie des écosystèmes et mettant en évidence les services rendus, par exemple par un espace alluvial en bon état de fonctionnement. Ainsi et à titre d'exemple, une synthèse pluridisciplinaire menée sur l'ensemble de la basse vallée de l'Ain a permis dans les années 1990 de croiser des données hydrologiques, géomorphologiques, biologiques et économiques et de mettre en lumière de façon très explicite les différents

services rendus par cet écosystème (autoépuration, ressource en eau de qualité, haut lieu de diversité biologique, espace de pêche et de loisirs d'eau vive...). Cet effort de synthèse et de mise en lumière des retombées sociales et économiques d'un système en bon état de fonctionnement a été le déclencheur d'un changement de posture pour certains élus locaux dans le mode de gestion du cours d'eau : ne plus « lutter contre » mais « accompagner la nature » pour bénéficier à long terme des services rendus. Ce type d'exemple a ainsi permis de transposer, et donc d'une certaine façon, de généraliser le concept de bon état de fonctionnement des cours d'eau dans les SDAGE.

Le cas des zones humides

Les premiers SDAGE ont aussi été l'occasion de mettre en avant les zones humides et les enjeux qui s'y rapportent. Ils s'appuient :

- d'une part sur la loi sur l'eau qui donne une définition des zones humides. Les zones humides sont des « terrains, exploités ou non, habituellement inondés ou gorgés d'eau douce, salée ou saumâtre de façon permanente ou temporaire ; la végétation, quand elle existe, est dominée par des plantes hygrophiles pendant au moins une partie de l'année ». Le décret du 30 janvier 2007 précise les critères retenus pour la caractérisation de ces milieux (morphologie, plantes hygrophiles...);
- d'autre part sur les conclusions très explicites du rapport du Préfet Bernard en 1994 qui fait le constat d'une disparition progressive de ces milieux, et donc d'enjeux réels autour de la préservation du patrimoine de biodiversité qu'ils représentent mais aussi des services rendus associés.

De manière générale, tous les SDAGE consacrent spécifiquement une de leurs orientations aux zones humides. A titre d'exemple le SDAGE Rhône Méditerranée Corse précise qu'*une fois repérées et répertoriées, les zones humides devront progressivement être caractérisées d'un double point de vue : biologique (rareté des espèces présentes, diversité...) et fonctionnel (dynamique des milieux, relations fonctionnelles avec les autres milieux et le bassin versant, "services rendus" - écrêtement des crues, autoépuration ...)*.

Ainsi, entre une époque où les comités de bassin se consacraient de façon quasi exclusive au vote conforme des redevances des agences et celle de l'élaboration des SDAGE qui intègrent une liste des zones humides à protéger et qui édictent des règles de bonne gestion de ces milieux, le chemin parcouru est conséquent. L'ambition de préserver les zones humides, compte tenu des progrès à faire pour arrêter leur disparition, se retrouvera mise en avant par d'autres textes hors du domaine de l'eau. Ainsi **la loi de 2005 relative au développement des territoires ruraux** précise que : « *La préservation et la gestion durable des zones humides sont d'intérêt général. Les politiques nationales, régionales et locales d'aménagement des territoires ruraux et l'attribution des aides publiques tiennent compte des difficultés particulières de conservation, d'exploitation et de gestion durable des zones humides et de leur contribution aux politiques de préservation de la diversité biologique, du paysage, de gestion des ressources en eau et de prévention des inondations notamment par une agriculture, un pastoralisme, une sylviculture, une chasse, une pêche et un tourisme adaptés. A cet effet, l'Etat et ses établissements publics, les régions, les départements, les communes et leurs groupements veillent, chacun dans son domaine de compétence, à la cohérence des diverses politiques publiques sur ces territoires* ».

Les régimes d'autorisation et de déclaration

La loi sur l'eau de 1992 marque donc une étape clé vers une reconnaissance explicite des enjeux de la protection des services écologiques. Elle ne fait pas réellement progresser la question de la quantification de ces services et de leur valeur mais contribue au développement **d'outils d'intervention** susceptibles de préserver une certaine intégrité du fonctionnement des écosystèmes aquatiques, notamment au bénéfice de leurs services rendus. Les instruments réglementaires restent les principaux leviers de l'action de l'Etat pour garantir une inscription dans la durée de sa politique. Si la portée réglementaire des SDAGE « en elle-même » reste modeste, elle prend de la force au travers des **régimes d'autorisation et de déclaration au titre de la loi sur l'eau de 1992**, régimes qui réglementent les « interventions, ouvrages, travaux et activités » ayant un impact sur le milieu aquatique, ces autorisations devant être « compatibles » avec le SDAGE.



La nouvelle génération des SDAGE : l'impulsion positive donnée par la DCE

Une nouvelle étape est franchie par la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) du 23 octobre 2000 qui instaure le cadre actuel de la politique communautaire dans le domaine de l'eau. L'objectif de **bon état écologique** (Figure 23) pour tous les milieux aquatiques superficiels et les eaux souterraines vient relancer de façon significative la politique d'objectifs de qualité qui, au niveau national, connaissait quelques signes de faiblesse. Le bon état écologique place au premier rang l'évaluation de la **qualité biologique des milieux** et franchit un pas certain dans la prise en compte des écosystèmes dans leur globalité. Certes, certains noteront que les indicateurs désignés pour qualifier le bon état restent encore assez statiques, sans référence explicite au bon fonctionnement des milieux ni aux services écologiques associés. Par ailleurs, les zones humides ne sont pas directement concernées, la DCE ne considérant pas ces milieux spécifiques comme des masses d'eau. Cependant, la Commission Européenne (communication du 29 mai 1995 au Parlement Européen et au Conseil) reconnaît les fonctions importantes de ces zones pour la protection des ressources en eau.

Figure

23



a © G. Czerw - Onema
b © N. Poulet - Onema

L'objectif de bon état écologique pour tous les milieux aquatiques superficiels et les eaux souterraines vient relancer de façon significative la politique d'objectifs de qualité.

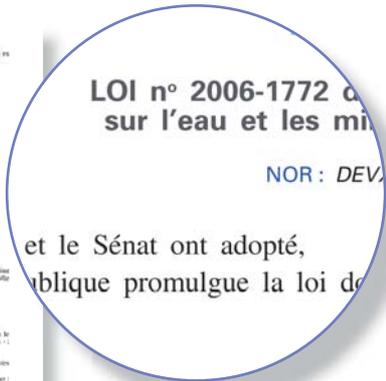
La notion de « services écologiques » n'apparaît d'ailleurs pas comme telle dans le texte de la DCE, autant dans ses attendus que dans ses différents articles. On peut néanmoins avancer que le « bon état », qu'elle impose pour tous les milieux aquatiques superficiels à l'horizon 2015, n'est pas sans lien avec cette approche. Pour aller même un peu plus loin dans cette optique, la directive pose en réalité le bon état comme une des bases d'un développement social et économique durable. Il revient en effet aux Etats membres de démontrer, par la notion de coûts disproportionnés, que l'atteinte du bon état n'est dans certains cas pas envisageable pour 2015 si les bénéfices attendus ne sont pas à la hauteur des coûts à supporter. Les services rendus rentrent bien évidemment en ligne de compte dans ce raisonnement mais l'évaluation des bénéfices fournis par les services écologiques n'est pas évidente à mettre en avant compte tenu du fait que le rapport coût/bénéfices s'inverse le plus souvent au-delà de l'échéance de 2015. C'est d'ailleurs une des difficultés posées aujourd'hui à l'évaluation économique des services écologiques.

■ La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de 2006

La DCE a été transposée principalement en droit français par la loi du 21 avril 2004 et le décret du 16 mai 2005. Ces normes vont être complétées dans le cadre de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de 2006

(Figure 24), ainsi que par divers textes réglementaires d'application (notamment les arrêtés ministériels sur les masses d'eau, le bon état des eaux, etc. de janvier 2010). Ces nouveaux outils, intégrés à ceux qui préexistaient dans le code de l'environnement, vont, de fait, contribuer à une meilleure prise en compte des services écologiques.

Figure 24



La loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA) de 2006 est l'un des outils qui va contribuer à une meilleure prise en compte des services écologiques.

On peut ainsi noter l'apparition des notions de « zones humides d'intérêt environnemental particulier » (ZHIEP) et parmi elles, les zones stratégiques pour la gestion des eaux (ZSGE), ou encore des « aires d'alimentation de captage pour l'eau potable », pour lesquelles le Grenelle de l'Environnement définit des objectifs repris par les SDAGE. Le service « fourniture d'eau potable » prend ainsi toute sa place au sein même du système sol-eau souterraine-rivière, la politique étant sur ce sujet délibérément désormais orientée vers une stratégie de prévention. Plusieurs études de cas ont en effet clairement démontré qu'une approche de prévention peut se justifier au plan socio-économique, au bénéfice tant des agriculteurs que des consommateurs d'eau potable.

Figure 25



a © F. Weingertner - Onema
b © C. Roussel - Onema

Retenues d'eau potable, aires d'alimentation de captage : une approche de préservation de la ressource peut se justifier au plan socio-économique.

La LEMA instaure ainsi un cadre réglementaire qui **reconnait explicitement certaines fonctions et services des écosystèmes aquatiques ou environnant**, et elle vise à les préserver par l’instauration de règles spécifiques sur ces zones.

Enfin, la LEMA a aussi permis de mener une simplification de la police de l’eau, qui a notamment conduit à une révision à la baisse de certains seuils de la nomenclature « loi sur l’eau », ainsi qu’une modification de la procédure de déclaration. On peut le regretter, même si cela permet aux services de l’Etat de se concentrer sur les activités considérées « à enjeux ».

■ La deuxième génération de SDAGE

Suite à la LEMA, les SDAGE de 1996 ont du être révisés pour intégrer les exigences de la DCE. La deuxième génération de SDAGE, adoptés en 2009 et accompagnés de leurs programmes de « mesures » c’est-à-dire des programmes d’actions (Figure 26), a fait l’objet de longues et difficiles négociations. Non seulement la Directive impose en effet une remise à plat des référentiels techniques (les masses d’eau, le bon état, la récupération des coûts des services, les coûts disproportionnés...), mais elle amène à poser la question des enjeux sociaux et économiques liés au bon état sur le plan politique.

Figure

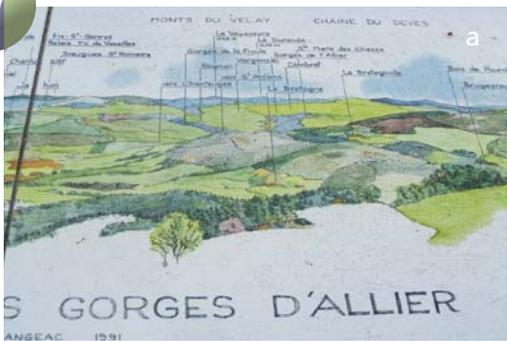
26



La deuxième génération des SDAGE, adoptés en 2009, est accompagnée d’un programme d’actions.

Les nouveaux SDAGE de 2009 font explicitement référence aux fonctionnalités des milieux (épuration, rétention, régulation hydrique), ainsi qu’aux enjeux liés à la préservation des zones humides, des réservoirs biologiques, des poissons migrateurs et de la biodiversité. Les services **écologiques sont définis en tant que valeur sociale** et sont mentionnés pour l’approvisionnement en eau potable, les activités économiques existantes et potentielles (tourisme, loisirs..., figure 27) et la santé humaine. **La valeur attribuable à ces services sert d’argumentaire** dans les documents destinés à la consultation du public. En ce qui concerne les outils d’intervention et les instruments opérationnels, ces mêmes SDAGE, en synergie avec le Grenelle de l’Environnement, fixent des objectifs très concrets sur des objets en lien direct avec les services écologiques.

Figure 27



a © C. Goupil - Onema
b © M. Monsay - Onema

Les services écologiques, comme le tourisme, sont mentionnés explicitement dans les nouveaux SDAGE.

Les outils d'intervention mis à la disposition des SDAGE ont une portée réglementaire et s'imposent aux autres dispositifs de planification (PLU, SCOT), favorisant la prise en compte effective des fonctionnalités des milieux aquatiques à l'échelon local. A ce titre, sont explicitées les modalités de prise en compte des **zones humides, des champs d'expansion de crue, des aires d'alimentation des captages ainsi que tout ce qui concerne les espaces de mobilité et de « bon fonctionnement » des écosystèmes**. Donnons en quelques exemples pris dans différents SDAGE de métropole.

Les SDAGE Seine-Normandie et Loire-Bretagne indiquent la nécessité de préserver des espaces de mobilité (Figure 28) notamment par le biais de **servitudes d'utilité publique** conformément à l'article L. 211-12 du Code de l'environnement. Les SDAGE Rhin-Meuse, Rhône Méditerranée, Corse, Seine-Normandie et Adour-Garonne prévoient de préserver les espaces de mobilité par le biais des **documents d'urbanisme**. Le SDAGE Rhin-Meuse oriente ses prescriptions en fonction des caractéristiques de la **zone de mobilité** en distinguant les « zones non mobiles », les « zones de mobilité fonctionnelle » sur lesquelles la préservation sera la priorité, les « zones potentiellement mobiles mais dégradées ou contraintes par un aménagement et sur lesquelles la mobilité ne pourra plus s'exprimer et où la priorité, en concertation avec l'ensemble des acteurs et en fonction de la faisabilité technique et économique, sera la restauration ou la gestion de l'existant ».

Figure 28



© J.R. Malavoi - Onema

La préservation des espaces de mobilité est aussi inscrite dans les SDAGE.

En ce qui concerne les **zones humides (Martinez, 2010)**, les SDAGE prévoient d'identifier l'ensemble des zones humides. Cette identification vise à permettre d'en assurer la gestion et la préservation par le biais de programmes d'actions mais aussi d'outils fonciers ou financiers. L'autorité administrative peut, à l'intérieur des zones humides, établir un programme d'actions visant à restaurer, préserver, gérer et mettre en valeur de façon



durable les ZHIEP. Elle peut aussi instituer, à la demande de l'Etat, des collectivités territoriales ou de leurs groupements, des servitudes d'utilité publique pour préserver ou restaurer les ZSGE en obligeant les propriétaires et les exploitants à s'abstenir de tout acte risquant de nuire à la nature et au rôle comme à l'entretien et à la conservation de la zone, notamment le drainage, le remblaiement ou le retournement de prairies.

Les SDAGE rappellent ensuite que ces zones peuvent être impactées par des travaux ou des opérations soumises à autorisation ou déclaration au titre de la loi sur l'eau et, qu'à ce titre, ces opérations impliquent des mesures compensatoires comme de recréer des zones humides équivalentes sur le plan de leurs fonctionnalités et de leur biodiversité. Enfin, dans le but de faire émerger une maîtrise d'ouvrage locale efficace, les SDAGE préconisent de reconquérir les zones humides, de sensibiliser les acteurs locaux et le public sur leur rôle à l'échelle du territoire et d'améliorer les données et la connaissance des fonctionnalités de ces milieux (auto-épuration, expansion des crues...).

Les actions de restauration des fonctionnalités des milieux aquatiques sont largement promues par les SDAGE. Ces actions ne concernent plus seulement les rivières. En effet, autre avancée significative des SDAGE de 2009, la gestion et la protection des sols est explicitement mise en avant comme une composante essentielle de la restauration du bon état et du maintien des services écosystémiques. Ainsi, la maîtrise de l'usage des sols en lien avec l'agriculture devient une priorité notamment pour la préservation des cours d'eau. Pour limiter les transferts de polluants diffus, tous les SDAGE préconisent l'implantation de zones tampons : bandes enherbées, talus, haies, fossés (Figure 29) pour « limiter les transferts en direction des milieux aquatiques » (Rhône Méditerranée), « limiter les transferts de polluants » (Adour Garonne), « constituer des zones de filtration pour les polluants ruisselants » (Rhin Meuse). Artois Picardie prévoit des « méthodes à privilégier en agriculture pour réduire les quantités de produits phytosanitaires utilisées » notamment « le maintien et l'extension des éléments fixes du paysage (haies, bandes enherbées, talus) ». Adour Garonne prescrit que « sur les bassins versants où l'atteinte du bon état ou les ressources en eau potable sont impactés par les pollutions diffuses, les mesures relatives aux bandes enherbées sont mises en place ». Le classement des forêts et boisements alluviaux dans les documents d'urbanisme est par ailleurs recommandé.

Figure

29



a © H. Carmié - Onema
b © L. Chaussin - Onema

Pour limiter les transferts de polluants diffus, les SDAGE préconisent l'implantation de zones tampons comme les bandes enherbées.

D'autres préconisations relatives à la préservation des **champs d'expansion de crue** traduisent également l'intérêt porté aux services écologiques. Rhône Méditerranée prévoit ainsi de « *maintenir une couverture végétale suffisante et des zones tampons pour éviter l'érosion et l'aggravation des débits en période de crue* ». Son SDAGE prévoit également que la gestion de la ripisylve prenne en compte «des objectifs spécifiques aux crues ». Il apparaît ainsi clairement que la nouvelle génération de SDAGE franchit un pas de plus dans la reconnaissance des services écologiques, au travers de dispositions opérationnelles s'appuyant elles-mêmes sur un arsenal réglementaire de plus en plus élaboré, le concept de « bon état écologique » ayant donné, à n'en pas douter, une impulsion politique significative à cette évolution.

■ De l'adoption des politiques de bassin à leur mise en œuvre locale

Cependant, cette ambition très forte de « retrouver des milieux écologiquement fonctionnels » ne va pas sans poser de problème dans la mise en œuvre opérationnelle. On peut ainsi prendre pour exemple la mise en œuvre de la **continuité écologique** (Figure 30). Les SDAGE s'appuient sur l'article R.214-1 du code de l'environnement qui définit la continuité écologique des cours d'eau comme « *la libre circulation des espèces biologiques et le bon écoulement du transport naturel des sédiments* ». Selon l'article R.214-109 du code de l'environnement, un ouvrage constitue une entrave à la continuité écologique s'il rentre dans un des cas suivants :

- *il ne permet pas la libre circulation des espèces biologiques, notamment parce qu'il perturbe significativement leur accès aux zones indispensables à leur reproduction, leur croissance, leur alimentation ou leur abri ;*
- *il empêche le bon déroulement du transport naturel des sédiments ;*
- *il interrompt les connexions latérales avec les réservoirs biologiques ;*
- *il affecte substantiellement l'hydrologie des réservoirs biologiques.*

Figure

30



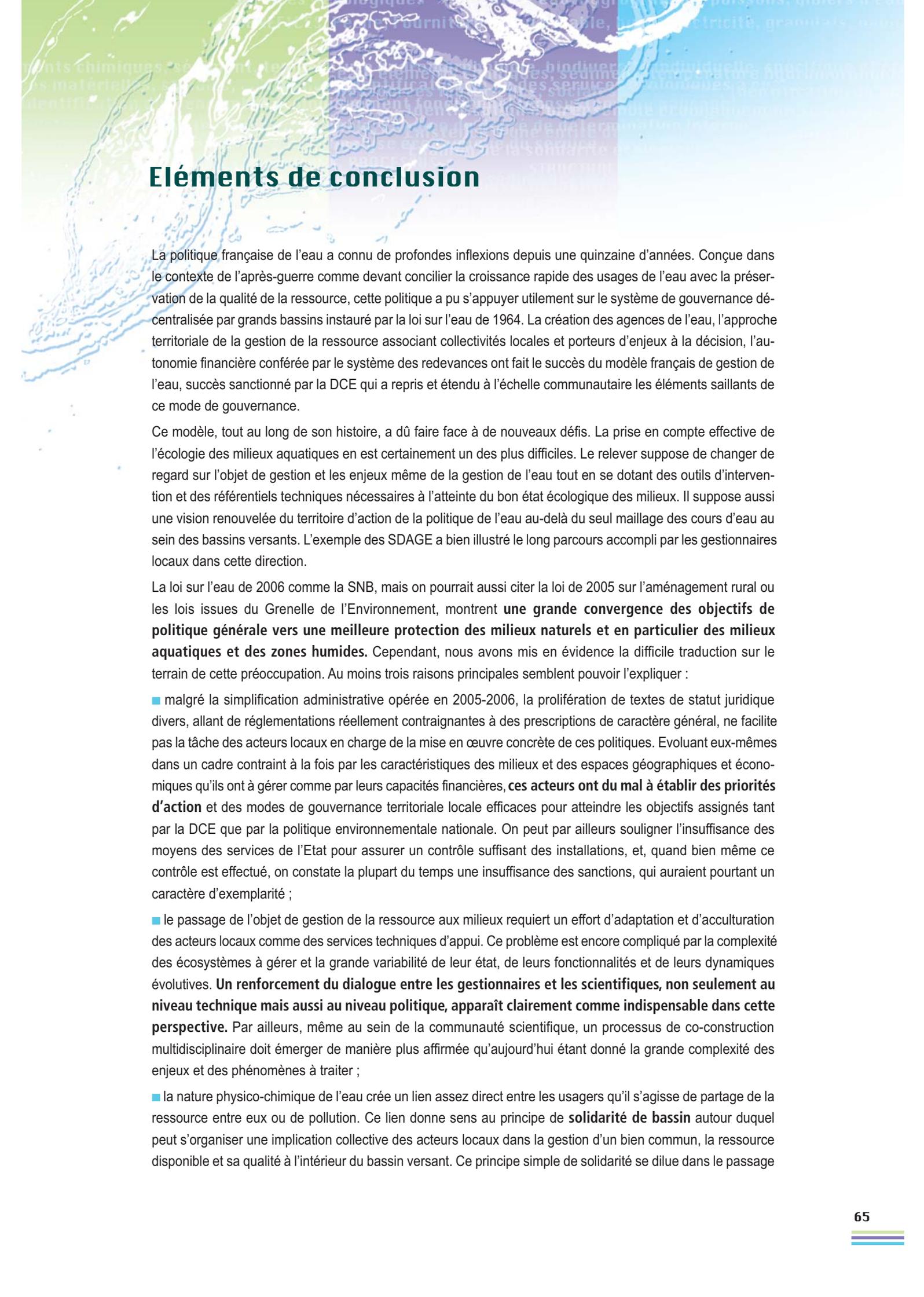
Un exemple de rétablissement de la continuité écologique.

a - b © M. Bramard - Onema

Les SDAGE se sont attachés à identifier ces ouvrages ou obstacles à la continuité, afin de les aménager au mieux (aménagement adaptés des ouvrages, entretiens des équipements de franchissement et gestion coordonnée des chaînes d'ouvrages) voire de les supprimer. Des actions de restauration sont prévues pour les cours d'eau considérés comme prioritaires, du fait de leur importance en tant que réservoirs biologiques ou de leur rôle dans le transport sédimentaire.

Cette politique rencontre de fortes oppositions, notamment des opérateurs des grands équipements de production hydro-électrique. Ces derniers sont en effet à même de fournir des éléments économiques chiffrant la perte de production hydro-électrique ou le coût des investissements nécessaires à la mise en conformité des ouvrages. Face à ces chiffres, quelle « valeur » opposer pour la restauration de la continuité ? Les arguments écologiques apparaissent souvent inopérants face à des arguments économiques, incitant fortement certains acteurs à « chiffrer » les services rendus, et ainsi de disposer d'un argumentaire de même nature que celui de leurs opposants.

Cette question se pose également pour la mise en place des « réservoirs biologiques », dont l'instauration résulte d'un choix attribuant un « poids » plus important à la préservation écologique d'un espace qu'à un potentiel d'exploitation économique permis par le développement de l'hydro-électricité.



Éléments de conclusion

La politique française de l'eau a connu de profondes inflexions depuis une quinzaine d'années. Conçue dans le contexte de l'après-guerre comme devant concilier la croissance rapide des usages de l'eau avec la préservation de la qualité de la ressource, cette politique a pu s'appuyer utilement sur le système de gouvernance décentralisée par grands bassins instauré par la loi sur l'eau de 1964. La création des agences de l'eau, l'approche territoriale de la gestion de la ressource associant collectivités locales et porteurs d'enjeux à la décision, l'autonomie financière conférée par le système des redevances ont fait le succès du modèle français de gestion de l'eau, succès sanctionné par la DCE qui a repris et étendu à l'échelle communautaire les éléments saillants de ce mode de gouvernance.

Ce modèle, tout au long de son histoire, a dû faire face à de nouveaux défis. La prise en compte effective de l'écologie des milieux aquatiques en est certainement un des plus difficiles. Le relever suppose de changer de regard sur l'objet de gestion et les enjeux même de la gestion de l'eau tout en se dotant des outils d'intervention et des référentiels techniques nécessaires à l'atteinte du bon état écologique des milieux. Il suppose aussi une vision renouvelée du territoire d'action de la politique de l'eau au-delà du seul maillage des cours d'eau au sein des bassins versants. L'exemple des SDAGE a bien illustré le long parcours accompli par les gestionnaires locaux dans cette direction.

La loi sur l'eau de 2006 comme la SNB, mais on pourrait aussi citer la loi de 2005 sur l'aménagement rural ou les lois issues du Grenelle de l'Environnement, montrent **une grande convergence des objectifs de politique générale vers une meilleure protection des milieux naturels et en particulier des milieux aquatiques et des zones humides**. Cependant, nous avons mis en évidence la difficile traduction sur le terrain de cette préoccupation. Au moins trois raisons principales semblent pouvoir l'expliquer :

- malgré la simplification administrative opérée en 2005-2006, la prolifération de textes de statut juridique divers, allant de réglementations réellement contraignantes à des prescriptions de caractère général, ne facilite pas la tâche des acteurs locaux en charge de la mise en œuvre concrète de ces politiques. Evoluant eux-mêmes dans un cadre contraint à la fois par les caractéristiques des milieux et des espaces géographiques et économiques qu'ils ont à gérer comme par leurs capacités financières, **ces acteurs ont du mal à établir des priorités d'action** et des modes de gouvernance territoriale locale efficaces pour atteindre les objectifs assignés tant par la DCE que par la politique environnementale nationale. On peut par ailleurs souligner l'insuffisance des moyens des services de l'Etat pour assurer un contrôle suffisant des installations, et, quand bien même ce contrôle est effectué, on constate la plupart du temps une insuffisance des sanctions, qui auraient pourtant un caractère d'exemplarité ;

- le passage de l'objet de gestion de la ressource aux milieux requiert un effort d'adaptation et d'acculturation des acteurs locaux comme des services techniques d'appui. Ce problème est encore compliqué par la complexité des écosystèmes à gérer et la grande variabilité de leur état, de leurs fonctionnalités et de leurs dynamiques évolutives. **Un renforcement du dialogue entre les gestionnaires et les scientifiques, non seulement au niveau technique mais aussi au niveau politique, apparaît clairement comme indispensable dans cette perspective**. Par ailleurs, même au sein de la communauté scientifique, un processus de co-construction multidisciplinaire doit émerger de manière plus affirmée qu'aujourd'hui étant donné la grande complexité des enjeux et des phénomènes à traiter ;

- la nature physico-chimique de l'eau crée un lien assez direct entre les usagers qu'il s'agisse de partage de la ressource entre eux ou de pollution. Ce lien donne sens au principe de **solidarité de bassin** autour duquel peut s'organiser une implication collective des acteurs locaux dans la gestion d'un bien commun, la ressource disponible et sa qualité à l'intérieur du bassin versant. Ce principe simple de solidarité se dilue dans le passage

aux milieux naturels, les acteurs étant amenés à financer des actions sans lien direct avec leur impact propre sur la qualité de la ressource. Il en résulte des tensions et des risques de blocage, certains acteurs pouvant refuser de s'impliquer trop fortement dans la restauration des milieux.

L'évaluation des services écologiques peut apporter des solutions à ces différents problèmes dans la mesure où les objectifs de gestion ont été fixés au préalable. En objectivant les liens entre état, fonctionnalités des milieux et services rendus à la collectivité, **l'évaluation permet de clarifier les ordres de priorité d'intervention** et de mieux raisonner l'utilisation des outils d'action des gestionnaires. **L'évaluation a aussi un rôle pédagogique** précieux pour accompagner le changement de culture de l'eau qui est demandé aux acteurs et les aider à intégrer les enjeux liés à un écosystème en « bon fonctionnement ». Enfin, en reliant la protection des milieux à des valeurs socio-économiques, **l'évaluation des services écologiques contribue à une meilleure appréhension de l'intérêt économique pour la collectivité de protéger les écosystèmes**, facilitant ainsi la construction de **nouvelles solidarités financières** autour d'enjeux de sauvegarde et de restauration des milieux aquatiques.

Les deux parties suivantes de ce rapport s'inscrivent dans cette perspective. Elles visent tout d'abord à clarifier les concepts et les méthodes de l'évaluation des services écologiques. Ce propos s'inscrit dans l'esprit du nécessaire dialogue entre scientifiques et gestionnaires, dialogue dont on a montré l'intérêt dans le contexte actuel de la politique de l'eau. Nous allons également relever les limites et les difficultés de l'évaluation des services et tenter de mieux cerner le potentiel d'application de ces méthodes dans le champ de la décision publique. Enfin nous formulons un certain nombre de recommandations de portée générale ou pratique quant à leur mise en œuvre opérationnelle par les gestionnaires.



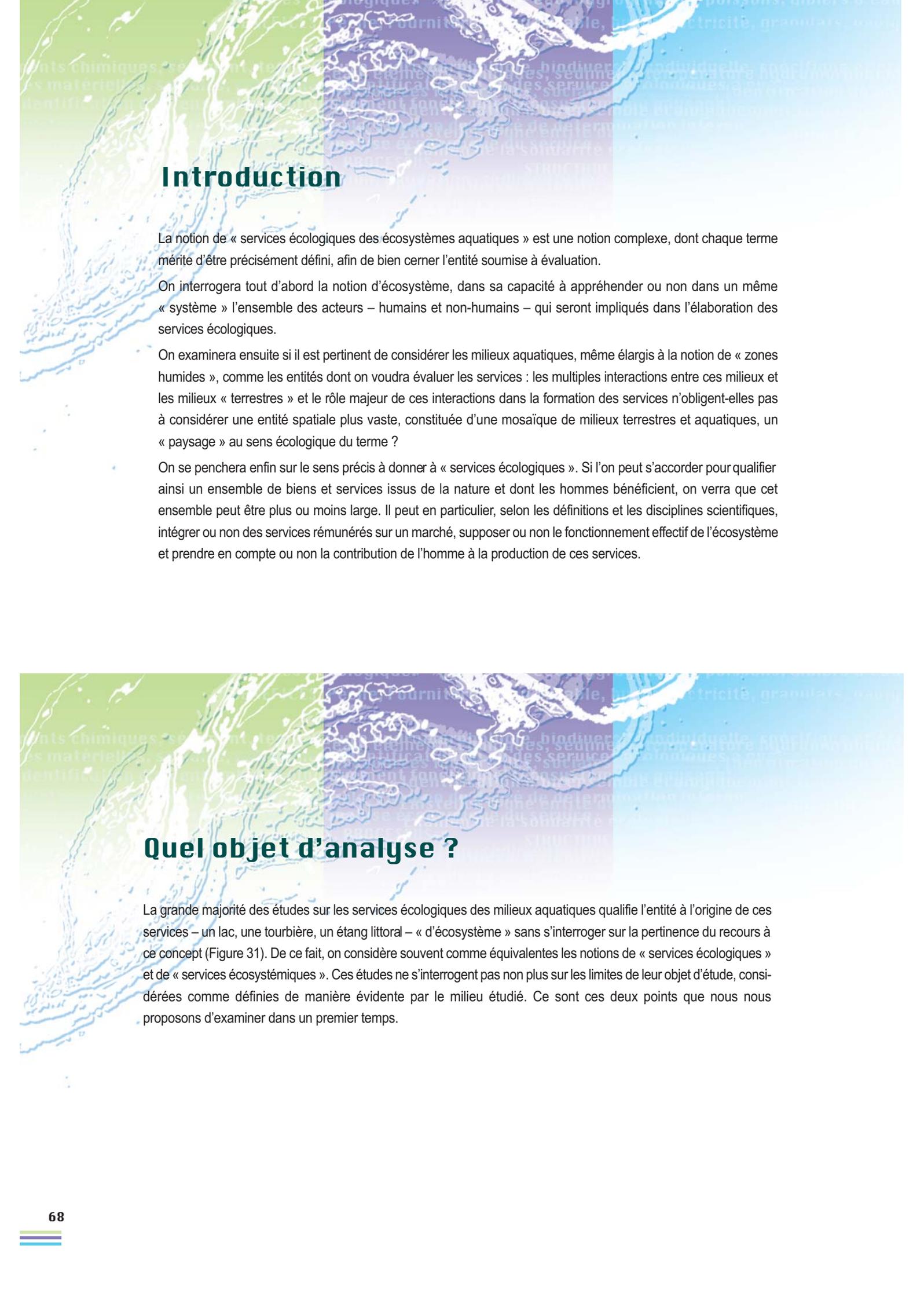
Analyse des concepts liés à l'évaluation des services

68 ■ Introduction

68 ■ Quel objet d'analyse ?

78 ■ Services, fonctions, bénéfices : clarification des concepts

101 ■ Synthèse



Introduction

La notion de « services écologiques des écosystèmes aquatiques » est une notion complexe, dont chaque terme mérite d'être précisément défini, afin de bien cerner l'entité soumise à évaluation.

On interrogera tout d'abord la notion d'écosystème, dans sa capacité à appréhender ou non dans un même « système » l'ensemble des acteurs – humains et non-humains – qui seront impliqués dans l'élaboration des services écologiques.

On examinera ensuite si il est pertinent de considérer les milieux aquatiques, même élargis à la notion de « zones humides », comme les entités dont on voudra évaluer les services : les multiples interactions entre ces milieux et les milieux « terrestres » et le rôle majeur de ces interactions dans la formation des services n'obligent-elles pas à considérer une entité spatiale plus vaste, constituée d'une mosaïque de milieux terrestres et aquatiques, un « paysage » au sens écologique du terme ?

On se penchera enfin sur le sens précis à donner à « services écologiques ». Si l'on peut s'accorder pour qualifier ainsi un ensemble de biens et services issus de la nature et dont les hommes bénéficient, on verra que cet ensemble peut être plus ou moins large. Il peut en particulier, selon les définitions et les disciplines scientifiques, intégrer ou non des services rémunérés sur un marché, supposer ou non le fonctionnement effectif de l'écosystème et prendre en compte ou non la contribution de l'homme à la production de ces services.

Quel objet d'analyse ?

La grande majorité des études sur les services écologiques des milieux aquatiques qualifie l'entité à l'origine de ces services – un lac, une tourbière, un étang littoral – « d'écosystème » sans s'interroger sur la pertinence du recours à ce concept (Figure 31). De ce fait, on considère souvent comme équivalentes les notions de « services écologiques » et de « services écosystémiques ». Ces études ne s'interrogent pas non plus sur les limites de leur objet d'étude, considérées comme définies de manière évidente par le milieu étudié. Ce sont ces deux points que nous nous proposons d'examiner dans un premier temps.

Figure 31



a © V. Marty - Onema
b © F. Weingartner - Onema
c © M. Carrouée - Onema
d © B. Chevassus-au-Louis

La notion d'écosystème « aquatique » regroupe des milieux très divers. En outre, l'application du concept d'écosystème à ces milieux oblige à s'interroger sur les limites fonctionnelles de ces « systèmes ».

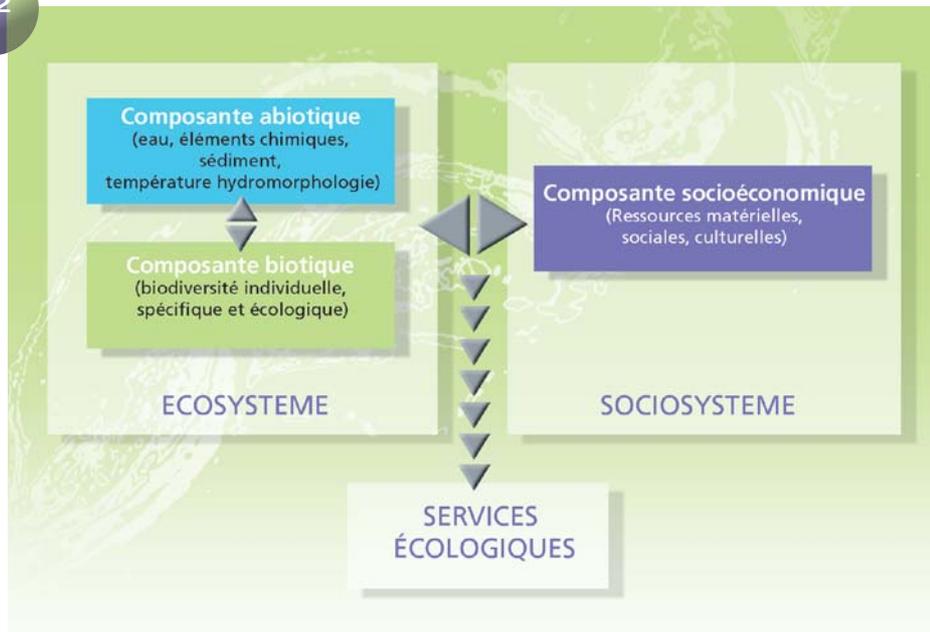
Ecosystème ou hydrosystème ?

■ Le schéma classique « dual »

Dans un schéma classique (Figure 32), un écosystème est représenté comme un système incluant plusieurs composantes en interaction, qui elles-mêmes peuvent se regrouper en deux grands sous-ensembles, les **composantes abiotiques** (le milieu physique et ses caractéristiques physico-chimiques) et les **composantes biotiques** (l'ensemble des êtres vivants, microorganismes, végétaux et animaux). Les interactions entre ces composantes de l'écosystème sont multiples et on distingue généralement les **échanges de matière, d'énergie et enfin, plus rarement identifiés, les échanges d'information**. Ces échanges d'information ont bien sûr un support physique (molécules odorantes, ondes acoustiques ou électromagnétiques) mais ce contenu matériel ne suffit pas à rendre compte de leur rôle, alors qu'il peut être considérable dans la dynamique des écosystèmes. D'où l'intérêt d'identifier spécifiquement ces échanges d'information.

Figure

32



Représentation « classique » d'un écosystème et de sa relation avec le sociosystème.

Un tel système n'est pas clos : outre le flux d'énergie solaire qui alimente sa dynamique, il échange – et cela est particulièrement vrai pour les écosystèmes aquatiques (à l'exception des écosystèmes marins profonds, alimentés par diverses sources d'énergie chimique) – des flux de matière, d'énergie et d'information avec d'autres écosystèmes. Cependant, la notion d'écosystème suppose implicitement l'existence d'une **frontière**, d'une limite physique et fonctionnelle du système, définie par le fait que les échanges au sein du système prédominent sur les échanges entre le système et l'extérieur.

La problématique des services écologiques amène à s'interroger plus particulièrement sur les échanges de cet écosystème avec les sociétés humaines, leurs pratiques et leurs organisations. On représente classiquement cette composante sociale comme un « sociosystème » distinct, qui va interagir avec l'écosystème : il reçoit de l'écosystème un certain nombre de « produits » – qualifiés de biens et services écologiques – et lui restitue en retour un certain nombre de « produits », susceptible de le modifier – on s'intéresse alors à la question des impacts environnementaux, positifs ou négatifs.

De nombreuses raisons militent pour une représentation selon ce schéma classique et dual :

■ les délimitations des écosystèmes et des sociosystèmes ne se recouvrent généralement pas, car elles

obéissent à des critères différents. On considérera l'homogénéité (relative) de l'habitat dans le premier cas, les entités « territoriales » de gestion dans le second cas (commune, régions, etc.), même si ces entités utilisent souvent comme limites des écosystèmes, en particulier des cours d'eau ;

■ **les sociosystèmes susceptibles d'influer sur un écosystème donné sont multiples et parfois lointains.**

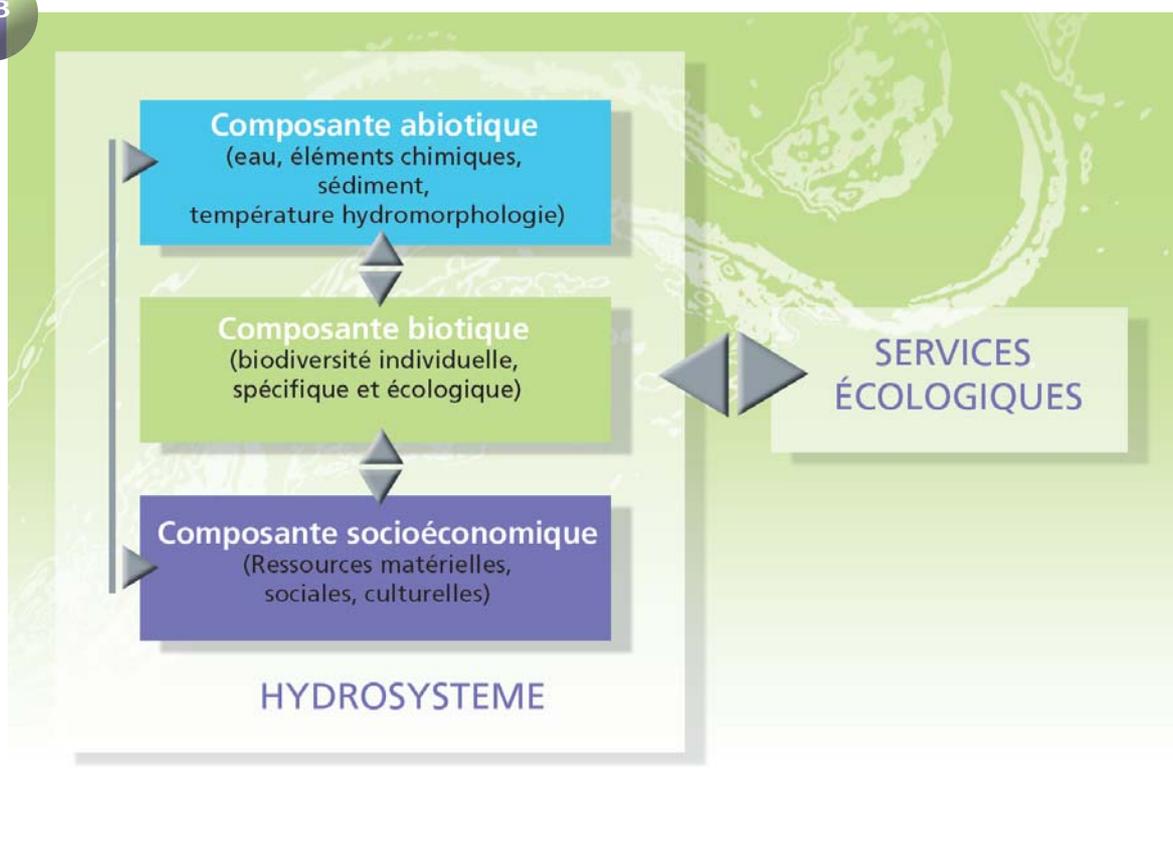
Les exemples des pluies acides, des introductions involontaires ou délibérées d'espèces ou du réchauffement climatique montrent que des décisions et comportements de sociosystèmes éloignés pourront avoir un impact considérable sur un écosystème local, même « protégé ». Inversement, un sociosystème donné (par exemple une grande agglomération) pourra, via par exemple les multiples flux de population qu'elle génère – entrants ou sortants, quotidiens ou plus épisodiques –, avoir un périmètre d'influence très large, incluant de nombreux écosystèmes distincts ;

■ **les processus qui régulent le fonctionnement d'un sociosystème et son évolution, comme la nature des biens et services qui y sont échangés, sont sensiblement différents de ceux d'un écosystème.** On se rappellera les violents débats autour de la sociobiologie et de sa prétention à expliquer par des lois et processus similaires la dynamique des sociétés humaines et des sociétés d'insectes.

Pour une représentation intégrée

On peut avancer cependant, et en particulier pour les écosystèmes aquatiques, plusieurs arguments en faveur d'une représentation alternative et globale, c'est à dire intégrant l'ensemble des composantes biotiques, abiotiques et socio-économiques et l'ensemble de leurs interactions au sein d'un « hydrosystème ». Une telle représentation alternative est proposée à la figure 33 (on trouvera également dans O'Neill, 2001, une analyse critique approfondie du modèle classique de l'écosystème).

Figure 33



Représentation intégrée d'un « hydrosystème » et de ses composantes abiotique, biotique et socioéconomique.

On peut tout d'abord faire remarquer, en particulier dans des pays développés et d'occupation humaine ancienne comme la France, que les compartiments tant abiotiques que biotiques des écosystèmes sont profondément marqués par les activités humaines passées ou présentes : un grand fleuve comme la Seine, dans son profil longitudinal comme transversal, dans les débits comme dans la composition physicochimique de ses eaux, est fortement « anthropisé », sans parler de la composition de son peuplement piscicole, riche d'espèces introduites. Par leur nature physique et par leur fonction, un seuil, une berge enrochée, les piles d'un pont appartiennent à la composante abiotique et peuvent jouer un rôle similaire à celui d'entités « naturelles » mais ils sont en même temps des expressions du sociosystème. On pourrait citer de nombreux exemples de ces « objets hybrides » – on évoquera par exemple les chênes « têtards » des zones de bocage, dont la forme particulière résulte du fait que le tronc appartient au propriétaire et les branches au fermier – ou d'écosystèmes aquatiques considérés comme un patrimoine naturel exceptionnel mais néanmoins totalement façonnés par les activités humaines : la Camargue où les étangs des Dombes sont à ce titre emblématiques (Figure 34).

Figure

34



a © A. Sarriuel
b © M. Carrouee - Onema

Seuil et pont d'Albi et zone humide en Camargue. La plupart des milieux aquatiques en France sont façonnés par des activités et des aménagements humains qui conditionnent leur structure et leur fonctionnement écologique.

De ce fait, **vouloir identifier au sein de cet ensemble « l'écosystème naturel » qui interagirait avec le sociosystème apparaît assez vain.** On peut faire la même remarque pour les écosystèmes terrestres avec lesquels le fleuve interagit : essentiellement forestier avant les grands défrichements du moyen-âge, le bassin versant est désormais dédié massivement aux cultures annuelles d'espèces généralement introduites (blé, maïs, pomme de terre) ; à l'inverse, les prairies – autres écosystèmes créés par l'homme (en zone tempérée, la prairie en tant que formation naturelle est en fait essentiellement limitée aux zones de montagne, au dessus de l'étage forestier) – y sont en régression rapide, toujours sous l'action de l'homme.

On pourrait bien sûr considérer que, même si les structures des écosystèmes sont profondément marquées par les activités humaines, il reste possible d'opérer une distinction au sein des processus qui s'y déroulent : une réaction chimique, un transport de matière en suspension, une relation proie-prédateur ou hôte-parasite sont propres à l'écosystème, alors qu'un échange marchand ou l'élaboration d'un règlement appartiennent spécifiquement au sociosystème.

La distinction n'est cependant pas si tranchée car, si les processus physicochimiques ou biologiques sont, dans leur nature, différents et autonomes par rapport aux processus sociaux – une pluie ne se décrète pas –, leur intensité va souvent dépendre de leur interaction avec le sociosystème : l'importance du parasitisme chez les poissons pourra dépendre de repeuplements ou d'introduction d'espèces, de même que l'importance des transports solides dépendra à la fois des pratiques agricoles sur le bassin versant et des diverses régulations affectant le débit et la vitesse des cours d'eau.

L'argument du non-recouvrement des limites spatiales des écosystèmes et des sociosystèmes, souvent invoqué pour justifier un modèle dual, mérite également discussion. **On peut en effet observer que ce phénomène de non-recouvrement existe au sein même de l'écosystème, entre les compartiments abiotiques et biotiques,**

voire au sein même de ces compartiments. Ainsi, depuis la dernière glaciation, certaines formations géologiques et géomorphologiques liées à l'activité des fleuves (terrasses, nappes alluvionnaires, anciens méandres, etc.) sont désormais colonisées par des biocénoses terrestres ; inversement, de manière plus ou moins fréquentes, les milieux aquatiques et leurs peuplements peuvent s'étendre et recouvrir temporairement des écosystèmes terrestres, y compris d'ailleurs des sociosystèmes comme les villes et leurs habitants. Cette dynamique est d'ailleurs souvent nécessaire à la conservation de certains éléments de la biocénose aquatique – voir la reproduction des brochets dans les prairies inondées (Figure 35) – ou terrestre, comme la régénération de la flore herbacée après des crues ayant éliminé des ligneux.

Figure 35



© B. Platteeuw - Onema

Zone potentielle de frayère à brochet près d'Hazebrouck (Nord). Les milieux temporairement inondés jouent un rôle important pour la reproduction de nombreuses espèces aquatiques.

On peut faire également remarquer que, si les peuplements végétaux sont effectivement liés à un écosystème, « l'affectation » d'une espèce animale, insecte, poisson, oiseaux, mammifères, à un écosystème ne correspond souvent qu'à une fréquentation plus ou moins temporaire de cet écosystème : les domaines vitaux sont propres à chaque espèce et peuvent recouvrir des écosystèmes distincts et, parfois, éloignés (comme pour les poissons et oiseaux migrateurs, figure 36).

Figure 36



© H. Carmié - Onema

Remontée de saumon sur l'Alagnon (Massif Central). De nombreuses espèces fréquentent plusieurs écosystèmes parfois éloignés au cours de leur cycle biologique.

Autre remarque, la définition même d'un « écosystème aquatique » est souvent le fruit du sociosystème et de débats en son sein. Il suffit de citer les discussions complexes et toujours en cours sur la définition de la notion de « zone humide », selon que l'on considère par exemple des critères pédologiques ou floristiques¹. Cette définition

1- <http://www.zones-humides.eaufrance.fr/?q=node/61>

des zones humides, au sens de la loi sur l'eau, résulte des articles L. 211-1 et R. 211-08 du Code de l'environnement. Suite aux différentes discussions, ils ont été complétés par un arrêté du 24 juin 2008 modifié et, enfin, explicité par une circulaire du 18 janvier 2010.

Enfin, sans remettre en cause le fait que la nature des flux entre ou au sein des compartiments soit différente dans les écosystèmes et dans les sociosystèmes, on pourra avancer, d'une part, qu'il s'agit toujours d'échanges de matière, d'énergie ou d'information et que, d'autre part, les entités échangées entre les hommes sont souvent élaborées à partir des ressources des écosystèmes (y compris la monnaie !) et finissent souvent, sous des formes diverses, par y retourner.

C'est pourquoi nous proposons d'adopter, pour l'analyse d'une situation concrète donnée, le schéma intégré de l'hydrosystème et de l'ensemble de ses composantes et processus que nous avons proposé (Figure 33). Outre qu'il nous semble plus conforme à la réalité, ce schéma conceptuel n'est pas sans conséquences concrètes. Il oblige en particulier à mieux identifier et caractériser la nature, souvent complexe, de toutes ces composantes et processus. En effet, selon ce schéma, les activités humaines sont à considérer non seulement comme utilisatrices des services écologiques mais comme contribuant à leur production et ces deux dimensions doivent faire l'objet d'un examen spécifique. Elles se situent, d'une part, à des pas de temps différents : la dimension de production doit se réfléchir dans une vision de moyen long terme – on prépare aujourd'hui les services écologiques de demain – alors que l'utilisation se situe dans une perspective de relativement court terme ; d'autre part, les acteurs, ceux qui produisent et ceux qui consomment ou consommeront, en sont également différents, ce qui amène à soulever le problème de la redistribution, que ce soit entre acteurs d'un même territoire ou entre des territoires différents. Nous reviendrons sur ce point ultérieurement.

Quelle entité spatiale pertinente ?

■ Le cahier des charges

Etant admise cette nécessité d'intégrer les différentes composantes biotiques, abiotiques et socioéconomiques de l'hydrosystème, il convient, pour définir concrètement l'entité spatiale qui sera analysée, de prendre en compte deux aspects complémentaires.

Tout d'abord, **la délimitation physique des écosystèmes aquatiques (et encore plus des écosystèmes « humides ») pose des problèmes à la fois méthodologiques et conceptuels**, et ceci pour plusieurs raisons :

- les milieux aquatiques sont soumis à des variations importantes de leur ressource principale (l'eau), et, pour certains, à une connectivité spatiale difficile à évaluer (par ex. systèmes transitoires entre nappe phréatique et rivière, systèmes d'interface entre milieux d'eau douce et d'eau salée, ou systèmes riverains à inondation variable) ;
- surtout lorsqu'ils sont perturbés, les écosystèmes aquatiques et humides sont en fait une juxtaposition d'habitats variés et plus ou moins interconnectés. Ils constituent donc plutôt une mosaïque (ou un « paysage » au sens écologique du terme), dont le fonctionnement global est rarement appréhendé, si ce n'est à l'échelle d'une espèce/population donnée ;
- les transitions écosystémiques (écotones, lisières) occupent une place centrale dans les processus de régulation. Des espaces relativement limités, comme la zone de balancement des marées sur le littoral ou les peuplements végétaux le long des cours d'eau peuvent contribuer à l'essentiel de la modulation des flux sédimentaires, hydrauliques et biogéochimiques (Figure 37). Le fait de les intégrer ou non dans le périmètre étudié pourra donc modifier considérablement l'évaluation des services ;
- plus globalement, il est clair que les écosystèmes aquatiques et humides, de surface ou souterrains, ne sont pas fonctionnellement (ni physiquement, d'ailleurs) isolés de leur contexte terrestre et que l'eau joue un rôle crucial dans le fonctionnement de l'ensemble des écosystèmes. Pour ne prendre qu'un exemple, les sols doivent l'essentiel de leurs propriétés agronomiques et écologiques à la présence plus ou moins importante d'eau entre et au sein des particules minérales et organiques qui les constituent (d'où la difficulté précédemment évoquée de la définition des « zones humides »).



Figure

37



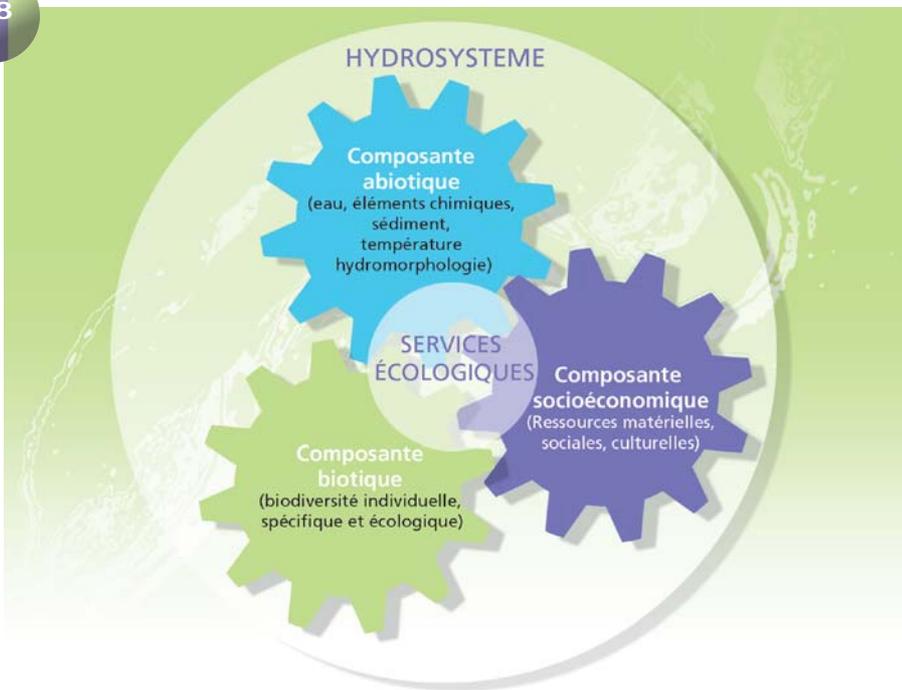
© B. Chevassus-au-Louis

Ripisylve en bordure d'une rivière d'Alsace. Les zones de transition entre milieux terrestres et aquatiques jouent un rôle majeur dans la production de nombreux services écologiques.

Le second aspect, déjà souligné, est le fait que les limites des composantes biotiques, abiotiques et socioéconomiques de l'hydrosystème sont le plus souvent distinctes. C'est d'ailleurs pour cette raison que nous n'utiliserons pas ici le terme, parfois proposé, de « socioécosystème », qui sous-entend des limites communes pour ces composantes. **Il faut donc considérer tant l'état que la dynamique d'une entité locale comme la résultante du fonctionnement de sous-systèmes aux dimensions plus larges, à l'image de la figure 38.** Pour ces différentes raisons, la question de l'entité spatiale dont on va identifier et évaluer les services mérite discussion, en particulier pour examiner comment concilier les critères écologiques et socioéconomiques dans la définition de cette entité.

Figure

38



La fourniture de services écologiques en un point de l'hydrosystème résulte des interactions entre des composantes ayant des extensions spatiales plus larges et non-recouvrantes.

■ Proposition de démarche

Il convient tout d'abord de préciser l'objectif d'une opération d'évaluation des services d'une entité spatiale donnée : nous nous placerons ici dans l'optique d'un lien à l'action, c'est-à-dire d'un projet global visant à mobiliser les résultats de cette évaluation pour définir, évaluer ou modifier éventuellement des politiques locales de gestion (et non simplement de réaliser une publication académique).

Cela signifie également que nous nous plaçons dans un cadre d'action locale et non dans une logique globale de comptabilité nationale, qui obligerait, pour pouvoir agréger les résultats, à définir un maillage du territoire en entités disjointes et délimitées selon des principes communs.

Nous proposons une démarche en six étapes, résumée dans la figure 39.

- Recensement des services.
- Cadrage de l'ensemble fonctionnel.
- Analyse de la gouvernance.
- Examen des contraintes externes.
- Inventaire des « externalités ».
- Analyse économique.

1 Recensement des services. La première étape sera la définition des biens et services écologiques que l'on souhaite évaluer et donc, éventuellement, gérer. On proposera plus loin un recensement de ces différents services mais on peut ne pas ambitionner une évaluation exhaustive de tous les services et vouloir se focaliser sur quelques uns. Il conviendra alors d'explicitier les critères utilisés pour opérer ce choix, qui peuvent être techniques (disponibilité ou non des données nécessaires) ou politiques (lien à un projet particulier que l'on souhaite évaluer).

2 Cadrage de l'ensemble fonctionnel. La seconde étape sera la définition d'un ensemble géographique ayant une certaine cohérence fonctionnelle et pouvant contribuer à la fourniture de ces services. Il peut s'agir d'un écosystème donné ou d'un « paysage » au sens écologique du terme, c'est-à-dire d'une mosaïque d'écosystèmes entre lesquels des échanges notables de matière, d'énergie et d'information ont lieu. Le terme « d'écocomplexe » proposé par Blandin et Lamotte (1985), moins usité que celui de paysage pour désigner cette mosaïque, serait à notre avis à privilégier car il présente l'intérêt d'être moins polysémique et de mettre clairement en avant la dimension fonctionnelle de cette mosaïque. Cet ensemble pourra donc être principalement un milieu aquatique (un grand lac ou un fleuve et ses berges) ou incorporer des écosystèmes terrestres en interaction avec lui (un bassin versant). Le critère important à considérer est d'examiner si les services écologiques que l'on souhaite évaluer sont effectivement produits par le seul écosystème aquatique (comme un peuplement piscicole) ou dépendent, comme c'est souvent le cas pour les milieux aquatiques, d'interactions importantes avec d'autres écosystèmes (comme une eau d'une qualité physicochimique donnée).

3 Analyse de la gouvernance. On examinera ensuite si cet ensemble est susceptible d'être globalement géré par une entité sociopolitique existante, au moins en ce qui concerne le ou les services considérés. Il peut s'agir d'une commune, d'une intercommunalité, du territoire d'un SAGE, d'un PNR (Parc naturel régional), d'une ONG (conservatoire d'espaces naturels, gestionnaires de réserves), etc. Cette entité peut être dédiée à cet ensemble ou avoir une dimension géographique plus large. Dans le cas où cette entité existe, on pourra passer à l'étape 4.

Par contre, dans le cas où plusieurs entités non-coordonnées interviennent sur ce territoire avec des mandats partiels, ou dans le cas d'une gestion « implicite » par de nombreux acteurs indépendants et n'ayant pas de mandat particulier vis-à-vis de ces services écologiques (cas par exemple de la fixation du carbone par les sols agricoles), **on aura à choisir entre deux options :**

- revenir à l'étape 2 pour modifier le périmètre du système à analyser ;
- poursuivre l'analyse, avec comme objectif « politique » de faire prendre conscience à ces différents acteurs de l'importance de ces services et de contribuer ainsi à l'émergence d'une gestion plus concertée, voire d'institutions prenant en charge cette coordination des acteurs. On peut en effet vouloir se placer dans une perspective à long terme et plaider pour la création de telles entités, à l'exemple de la création des agences de bassin, des parcs nationaux ou des parcs naturels régionaux.

4 Examen des contraintes externes. La quatrième étape sera l'analyse du « degré de détermination » de l'ensemble géographique et des services considérés par ses composantes locales (tant écologiques que socioéconomiques) par rapport aux



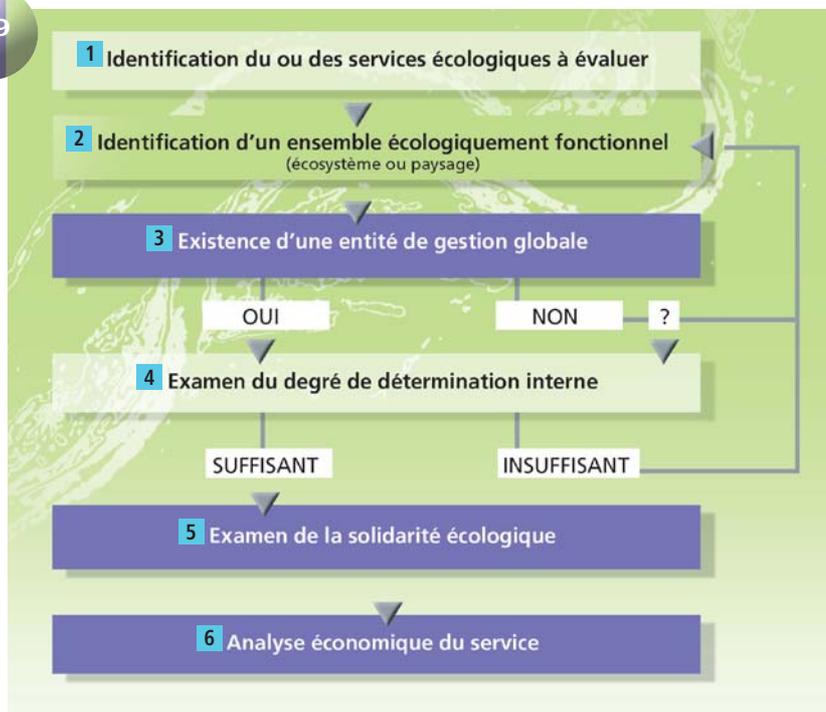
déterminants exogènes issus des trois grands sous-systèmes évoqués précédemment. Il nous semble en effet qu'une entité dont la dynamique dépendrait essentiellement de facteurs exogènes ne serait pas un objet adéquat par rapport à notre propos : on pourrait certes évaluer ses services écologiques mais sans possibilité d'agir sur eux et de les gérer durablement. En conséquence, si cette étape ne fournit pas de résultats satisfaisants (pas de capacité de gestion globale ou faible capacité interne de détermination), il conviendra de revenir à l'étape 2 pour modifier la taille ou les contours de l'ensemble géographique concerné.

5 Inventaire des « externalités ». Une fois défini l'ensemble géographique pertinent, on analysera à l'inverse son « degré d'influence » sur d'autres ensembles proches ou, éventuellement lointains. Ce principe d'analyse et de prise en compte de la « solidarité écologique » permettra en particulier d'examiner les externalités positives et négatives de cet ensemble, par exemple de voir si les services produits localement bénéficient éventuellement à d'autres (par exemple la production d'une eau de qualité) ou, à l'inverse, si une amélioration locale d'un service, même apparemment durable, ne se fera pas aux détriments d'autres (comme le développement de la pêche récréative).

6 Analyse économique. On pourra alors passer à l'analyse économique des services écologiques concernés. Dans le cas où seul un nombre restreint de services serait analysé, il conviendra, dans le même esprit que précédemment, d'identifier, au moins qualitativement, leurs relations avec d'autres services, pour éviter les éventuels effets pervers de l'amélioration d'un seul service (par exemple entre diverses activités récréatives peu compatibles).

Figure

39



Démarche proposée pour la définition d'une entité spatiale pertinente pour l'analyse des services écologiques.

Synthèse

La démarche que nous venons de proposer sera bien sûr à adapter aux situations locales. On peut par exemple permuter les étapes 2 et 3, voire commencer par l'étape 3. L'idée principale est de ne pas se limiter nécessairement, comme le font de nombreuses études, aux milieux aquatiques (ce qui permet, il est vrai, de fournir des évaluations élevées par hectare ou par km de berges !). Autrement dit, si la notion de milieux (ou d'écosystèmes) aquatiques peut constituer le point de départ d'une réflexion sur l'analyse des services écologiques qui s'y rattachent, on a cherché à montrer que, avant de mobiliser l'analyse économique, il est nécessaire d'opérer un travail important de définition de l'entité qui sera analysée. Le second point que nous soulignerons est la nécessité d'adopter pour cet exercice d'évaluation une démarche de projet, associant à chaque étape les différents acteurs concernés, afin que les résultats de l'analyse économique soit effectivement appropriés et mis en application par ces acteurs. On renverra sur ce point à la synthèse du séminaire du Conseil scientifique du bassin Seine-Normandie sur l'utilisation de l'analyse économique pour la politique de l'eau?

Service	Sous catégorie	Etat	Notes
Services de Prélèvement			
Nourriture	Cultures	▲	Augmentation Substantielle de la production
	Élevage	▲	Augmentation Substantielle de la production
	Pêche	▼	Production en déclin due à une surexploitation de la ressource
	Aquaculture	▲	augmentation substantielle de production
	Nourritures Sauvages	▼	production en déclin
Fibre	Bois de construction	+/-	Perte de forêt dans certaines régions, croissance dans d'autres
	Coton, Chanvre, Soie	+/-	Production en déclin de quelques fibres, croissance d'autres
	Bois de feu	▼	production en déclin
Ressources génétiques		▼	Pertes par extinction et perte de ressources génétiques des cultures
Produits biochimiques, Médecines Naturelles, Produits Pharmaceutiques		▼	Pertes par extinction, surexploitation de la ressource
Eau	Eau douce	▼	Utilisation non inscrite dans la durée pour l'eau de boisson, l'industrie, et l'irrigation ; Volume d'énergie hydraulique inchangé, mais les barrages augmentent notre capacité d'utiliser cette énergie
services de régulation			
Régulation de la qualité de l'air		▼	La capacité de l'atmosphère à se purifier a décliné
Régulation du climat	Mondial	▲	Source nette de séquestration de carbone depuis le milieu du siècle
	Régional et Local	▼	Prépondérance des impacts négatifs
Régulation de l'eau		+/-	Varie suivant le changement au niveau des écosystèmes et la localisation.
Régulation de l'érosion		▼	Accroissement de la Dégradation du sol
Purification de l'eau et traitement des déchets		▼	Qualité de l'eau en déclin
Régulation des maladies		+/-	Varie suivant le changement au niveau des écosystèmes.
Régulation des parasites		▼	Contrôle naturel dégradé par l'utilisation des pesticides.
Pollinisation		▼	Déclin apparent au niveau mondial en situation d'abondance de pollinisateurs
Régulation des risques naturels		▼	Perte des tampons de protections naturelle (zones humides, mangroves)
Services Culturels			
Valeurs Spirituelles et Religieuses		▼	Déclin rapide des bois sacrés et des espèces
Valeurs Esthétiques		▼	Déclin en quantité et en qualité des milieux naturels.
Récréation et Ecotourisme		+/-	Plus de zones accessibles mais beaucoup dégradées.

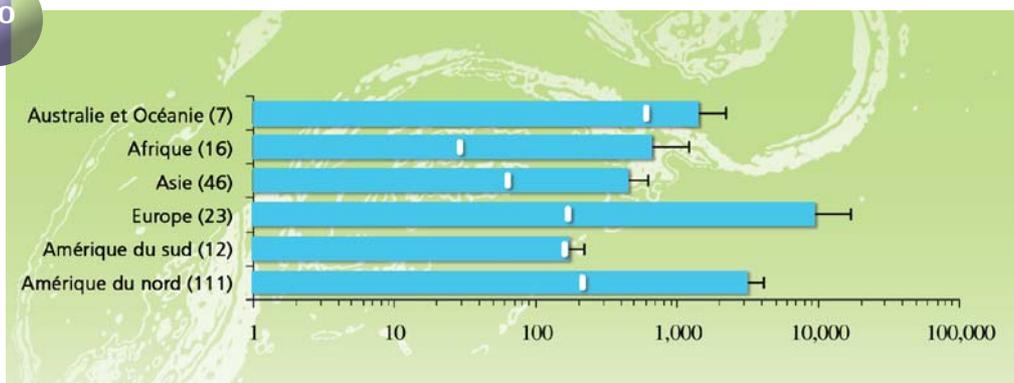
Analyse des sources de variation

Si elles fournissent des valeurs moyennes élevées, ces études sont cependant caractérisées par une très grande dispersion des valeurs obtenues : ainsi, dans la synthèse de Brander et al. (op. cit.), on peut observer en particulier une forte asymétrie de la distribution de ces valeurs (nombreuses valeurs faibles et quelques valeurs très élevées), asymétrie qui se traduit par un fort écart entre la moyenne (2800 US\$/ha x an) et la médiane (qui n'est que de 150 US\$/ha x an). C'est cette dispersion qu'il convient donc d'analyser et, si possible, de réduire. Les figures 40, 41 et 42 illustrent ces différentes sources de variation.

On remarque tout d'abord (Figure 40) qu'une première source de variation, assez intuitive, est géographique et socioéconomique, les pays à fort niveau de vie (Europe, Amérique du Nord) ayant des estimations nettement plus élevées. De même, la densité de population à proximité de l'écosystème influence positivement les valeurs.

Figure

40

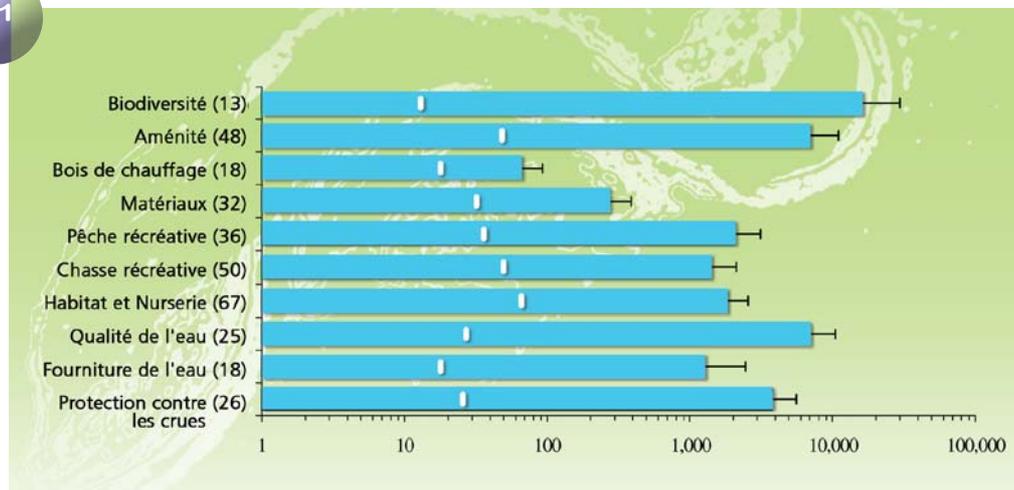


Valeurs des services écosystémiques selon les continents (d'après Brander et al., 2006).

Pour rendre compte de ces aspects, les auteurs ont établi des équations de régression reliant la valeur du service au PNB du pays et à la densité de population dans un rayon de 50 Km autour de la zone humide. Cependant, ces équations ne rendent que très partiellement compte de la variabilité observée : les coefficients de détermination, qui mesurent les parts de variance « expliquées » par les variables considérées, sont généralement inférieurs à 10%. La seconde source de variation est liée aux services étudiés (Figure 41). On retrouve en particulier la conclusion désormais classique selon laquelle les services de prélèvement ont une valeur inférieure aux services de régulation et aux services touristiques. On remarque que la biodiversité constitue le service ayant la plus forte moyenne mais la plus faible médiane et que, globalement, une variabilité considérable demeure pour les évaluations d'un même service.

Figure

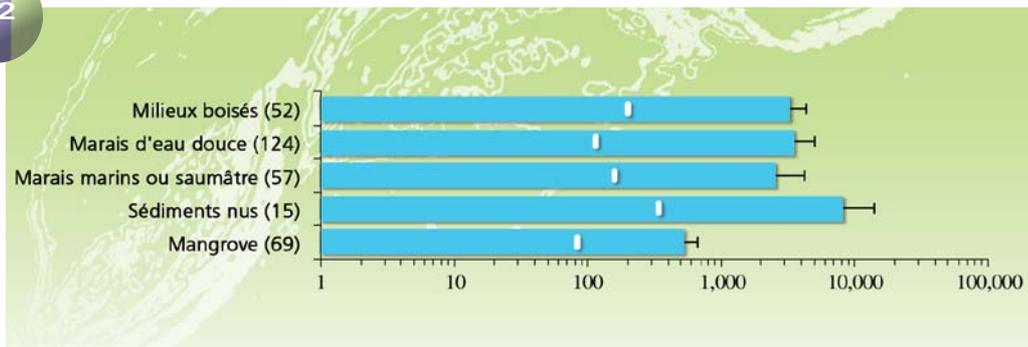
41



Valeurs des services écosystémiques selon le type de services (d'après Brander et al., 2006).

La troisième source de variation est liée au type d'écosystème étudié (Figure 42).

Figure 42



Valeurs des services écosystémiques selon le type d'écosystèmes (d'après Brander et al., 2006).

La typologie utilisée est assez sommaire et il conviendrait donc de l'affiner, en s'appuyant par exemple sur la typologie élaborée en 1996 par le Muséum national d'histoire naturelle pour l'élaboration des SDAGE (Tableau 7). (http://sandre.eaufrance.fr/ftp/sandre/francais/document/zhi/ddd/tronc_commun_national_v2004-1.pdf).

Tableau 7

Typologie des zones humides retenue en 1966 dans l'élaboration des SDAGE (d'après Morardet, 2009).

	SDAGE	SDAGE
1	Grands estuaires	Herbier, récif
2		Vasière
3		Prés salés
	Baies et estuaires moyens plats	Arrière-dune
		Lagune
4	Marais saumâtres aménagés	Marais salant
		Bassin aquacole
5	Bordures de cours d'eau	Ripisylve
6		Forêt alluviale
	Plaines alluviales	Prairie inondable
		Roselière, cariçaie
		Végétation aquatique
7	Zones humides de bas-fonds en tête de bassin	Marais d'altitude
8	Régions d'étangs	Forêt inondable
9	Bordures de plans d'eau (lacs, étangs)	Prairie inondable
		Roselière, cariçaie
		Végétation aquatique
10	Marais et landes humides de plaine	Lande humide
		Prairie tourbeuse
11	Zones humides ponctuelles	Petit lac
		Mare
		Tourbière
		Pré-salé continental
12	Marais aménagés dans un but agricole	Rizière
		Prairie amendée
		Peupleraie
13	Zones humides artificielles	Réservoir-barrage
		Carrière en eau
		Lagunage

Il serait donc nécessaire d'approfondir l'analyse de ces sources de variation. En effet, les diverses variables analysées par Brander et al. n'expliquent in fine que 45% de la variance totale des études. Cela supposerait un travail important de ré-analyse des publications de base, qui dépasserait le cadre de ce rapport.

Nous souhaitons nous concentrer ici plus particulièrement sur les variations pouvant résulter d'une définition insuffisamment précise des concepts utilisés, en particulier les notions de services écologiques, de bénéfiques et de fonctions des écosystèmes.

Les différentes notions de « services »

■ Services écologiques et services écosystémiques

En français, les termes de services écologiques, services écosystémiques ou de services des écosystèmes sont souvent utilisés indifféremment. En anglais, le terme « ecosystemic services » est peu usité mais l'on parle indifféremment « d'ecological services » et « d'ecosystem services ». En accord avec les analyses précédentes, **nous proposons de privilégier le terme de « services écologiques », qui a un sens plus large car il ne préjuge pas de l'entité qui sera analysée**, entité qui peut être un écosystème au sens strict du terme, une mosaïque d'écosystèmes aquatiques interdépendants (comme un grand fleuve) ou, comme nous l'avons vu, une combinaison d'écosystèmes tant terrestres qu'aquatiques en interaction sur un territoire donné.

■ Services écologiques et services environnementaux

Là aussi, on trouve souvent ces deux termes utilisés indifféremment. Ainsi, l'acronyme PSE (PES en anglais) est décliné selon les auteurs en « paiement des services environnementaux » ou « paiement des services des écosystèmes (ou écologiques) ». Il convient cependant de distinguer clairement ces deux notions.

En effet, comme indiqué précédemment, un écosystème comprend deux ensembles de composantes, biotiques et abiotiques, en interaction. Cette composante abiotique peut fournir à elle seule un ensemble de biens et services dont l'homme bénéficie. La liste qui va suivre pourra paraître anecdotique, voire loufoque, mais nous avons effectivement trouvé la plupart de ces exemples dans des rapports et publications. Citons ainsi :

■ **les ressources énergétiques**, comme l'énergie solaire incidente (Figure 43), dont nous ne captions qu'une infime partie en termes strictement énergétiques mais qui nous fournit notamment une température favorable à la vie et la lumière diurne ou encore les énergies hydroélectriques et éoliennes, qui en dérivent. Pour illustrer l'importance de la ressource solaire, rappelons que selon l'INES (Institut National de l'Energie Solaire), la France reçoit du soleil 200 fois sa consommation énergétique (La valeur serait d'environ 7 000 fois pour l'ensemble de la planète). Si l'on veut calculer le « service » que représente la seule lumière diurne, on peut partir des bases suivantes : la consommation électrique des ménages français est d'environ 18 milliards d'euros par an, dont environ 10% pour l'éclairage ; pour un total de surfaces bâties d'environ 800 000 ha (en négligeant l'éclairage des surfaces non bâties), cela représente un coût annuel d'éclairage nocturne de plus de 2 000 €/ha x an et constitue une référence minimale pour le « service » de l'éclairage diurne fournit par le soleil, dont la durée est largement supérieure.

Figure

43



a © D. Coutelier - MEDDTL
b © L. Mignaux - MEDDTL

L'énergie solaire ou la poussée d'Archimède sont des « services environnementaux » et non des « services écologiques » car ils ne dépendent pas du fonctionnement biologique d'un écosystème.

■ **les ressources minérales** comme les minerais, roches avec en particulier, pour les milieux aquatiques, les sables et granulats des rivières ou les produits de l'orpaillage... ;

■ **la fourniture d'eau elle-même**, au moins dans son bilan hydrologique annuel (Figure 44). Rappelons à ce propos que le bilan hydrologique répartit la pluviométrie annuelle totale en trois postes : les écoulements superficiels (rivières et fleuves), l'évapotranspiration (retour direct à l'atmosphère) et le stockage par le sol et le sous-sol (le terme de « bilan hydrique » est parfois utilisé comme synonyme mais est plutôt réservé à une analyse au niveau d'une plante ou d'une culture, dans laquelle on compare la pluviométrie d'un lieu donné et l'évaporation de cette culture pour juger de sa possibilité ou des besoins complémentaires d'irrigation). Dans des pays tempérés sous influence océanique comme la France, il est généralement admis que les pluies résultent pour l'essentiel de l'évaporation en mer et que la pluviométrie locale annuelle sera donc le produit du régime des vents et du relief, sans influence notable du couvert végétal. La situation est différente dans la zone intertropicale, où la pluviométrie en zones forestières est principalement le produit de l'évaporation locale. La pluie peut donc être considérée dans ce cas comme un service écologique (voir rapport du CAS, p. 320 pour des éléments complémentaires).

Dans les deux cas, le couvert végétal pourra par contre modifier légèrement les termes du bilan hydrologique, en modulant l'évapotranspiration et la capacité de stockage d'eau par le sol, et donc les quantités d'eau écoulee et leur répartition au cours de l'année (hydrogramme). On estime ainsi que des bassins versants à couvert forestier fournissent globalement des écoulements plus faibles mais, surtout, des hydrogrammes plus réguliers (écrêtement des crues et soutien des étiages) ;

Figure 44



a © N. Cegalerba
b © B. Chevassus-au-Louis



Forêt tropicale et rivière en Islande. Dans les pays tropicaux, le couvert végétal contribue à favoriser les pluies locales. Ce n'est pas le cas dans les pays tempérés sous influence océanique, où la végétation module seulement les hydrogrammes.

■ **la poussée d'Archimède**, qui permet le transport par voie fluviale (Figure 43) ou maritime, moyennant éventuellement divers aménagements des cours d'eau.

Il est clair que ces services sont pour l'essentiel indépendants de l'existence et du bon fonctionnement actuel du compartiment biologique de l'écosystème. On trouvera bien sûr quelques exceptions comme les sables coralliens ou coquilliers, qui se forment de manière significative à l'échelle humaine.

Nous proposons donc de réserver le terme de services écologiques aux seuls services impliquant de manière notable l'ensemble de l'écosystème et, en particulier, le fonctionnement actuel du compartiment biologique et de considérer ces services comme faisant partie d'un ensemble plus vaste de « services environnementaux ». Certaines de ces ressources abiotiques peuvent cependant résulter du fonctionnement passé du compartiment biologique (notamment la formation de sables et granulats par dégradation des roches). Ce point mérite d'être rappelé, notamment pour souligner l'importance des temps longs, mais il ne nous semble pas souhaitable de les considérer pour autant comme des services écologiques, car leur conservation éventuelle n'implique pas aujourd'hui de processus biologiques.

On pourrait éventuellement distinguer au sein de ce vaste ensemble des « services géologiques », des « services énergétiques », etc. et rien n'interdit d'ailleurs de les évaluer économiquement pour montrer notre dépendance vis-à-vis du « capital naturel ».

Sans détailler ce point, on peut d'ailleurs remarquer que la distinction du MEA entre services d'approvisionnement, services de régulation et services socio-culturels peut s'appliquer aussi bien aux services « abiotiques » qu'aux services écologiques : il serait donc possible de construire un tableau à double entrée croisant ces deux typologies.

■ des aménités environnementales aux services environnementaux

Par rapport à notre proposition de considérer les services écologiques comme un sous-ensemble des services environnementaux, on signalera que la littérature économique adopte parfois une option inverse. En effet, bien avant le succès de la notion de services écosystémiques, le terme « d'aménités environnementales » avait été introduit pour évoquer certains produits des écosystèmes dont l'homme bénéficie gracieusement. Ce terme regroupait peu ou prou les notions de prélèvements non-marchands (pêche récréative, cueillettes) et de services socio-culturels du MEA (et, de manière moins explicite, les services de régulation). Il désignait en effet des éléments de bien-être que nous fournit « gracieusement » la nature, liés à sa contemplation (Figure 45), à sa valeur esthétique, récréative ou éducative. La notion considérait la nature globalement – par exemple un paysage – et n'en distinguait donc pas, comme nous le proposons, les aspects biotiques et abiotiques. Elle insistait par contre sur le **caractère non-marchand de ces éléments de bien-être**, d'où la question de leur évaluation économique que nous évoquerons ultérieurement.

Figure

45



© M. Carrouée - Onema

La notion d'aménités environnementales désigne des éléments de bien-être que nous fournit gracieusement la nature, comme la contemplation d'un paysage.

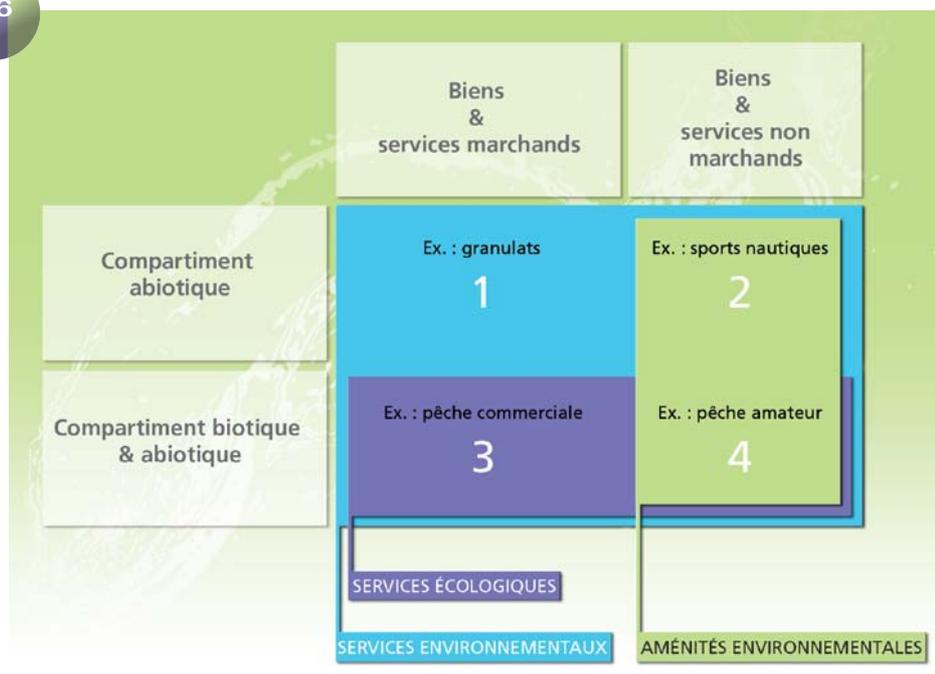
Bien qu'encore usité, ce terme « d'aménités » a été peu à peu remplacé par celui de « services » dans la littérature récente, en lien avec l'accent mis sur le rôle de l'homme dans leur production. En effet, la notion d'aménités supposait implicitement que la nature fournissait directement à notre espèce des éléments de bien-être. La notion de services s'attache au contraire à identifier le rôle de l'homme dans leur production. Ainsi, dans le cas de l'agriculture, un rapport de la FAO (2007) insiste sur le fait que ce sont, en termes économiques, des « externalités positives » de l'activité agricole et indique que « le terme « services environnementaux » se rapporte spécifiquement au sous-ensemble de services écosystémiques caractérisés par des externalités ». On trouvera en particulier dans Barnaud et al. (2011) une analyse détaillée de ces différentes prises en compte du rôle de l'homme dans la fourniture des services.

Les économistes attendaient aussi de cette notion qu'elle soit en quelque sorte un pont entre les catégories « d'usage » des milieux qu'ils manipulent habituellement et des produits divers de l'activité des milieux naturels assimilés par eux à des « fonctions ». Les typologies de « fonctions » proposées par la littérature économique n'entretenaient cependant que des rapports confus avec les « fonctions » écologiques des milieux reconnues par les écologues. C'est d'ailleurs l'un des grands mérites des travaux du MEA que d'avoir clarifié ce point, conduisant à un abandon progressif de la notion d'aménités (et des répertoires de « fonctions » qui leurs étaient associés) au profit de la notion de service.

La figure 46 résume ces deux grandes visions : celle que nous proposons, fondée sur les compartiments de l'écosystème concernés, qui donne un sens large à la notion de services environnementaux (1+2+3+4) et un sens plus étroit aux services écologiques (3+4) ; celle de l'économie de l'environnement, qui prend comme critère le caractère marchand ou non des biens et services et propose au contraire de réserver le terme de services environnementaux à la seconde catégorie (2+4).

Figure

46



Distinction entre services écologiques et services environnementaux. Cette distinction peut porter sur les compartiments de l'écosystème impliqués dans leur production ou sur la nature économique des biens et services.

Pour souligner les difficultés et la nécessité de bien clarifier ces concepts, signalons enfin qu'un article récent (Muradian et al., 2010) propose de faire des services écosystémiques un sous-ensemble des services environnementaux (au sens économique précédemment défini), en réservant cette notion de services écosystémiques aux seuls écosystèmes « naturels », alors que les services environnementaux comprendraient également les services issus des écosystèmes gérés par l'homme (« actively managed ecosystems » selon les auteurs). Comme nous l'avons discuté précédemment, cette distinction nous semble assez difficile à opérer concrètement, en particulier dans des pays comme le nôtre.

■ L'opportunité de ces distinctions

Même si elle présente l'inconvénient apparent – au moins pour les défenseurs de l'environnement – de conduire à des estimations plus faibles des services écologiques (pris au sens strict), la distinction que nous proposons entre services écologiques et services environnementaux n'a pas qu'un intérêt purement théorique. Au niveau pratique, elle apparaît également nécessaire pour au moins deux raisons :

■ **en particulier pour les hydrosystèmes, des politiques visant à mieux exploiter certains services environnementaux peuvent se révéler néfastes aux services écologiques.** On peut citer comme exemples bien connus l'effet des barrages, des extractions de granulats, de l'orpaillage (Figure 47) ou de la canalisation des cours d'eau sur les populations piscicoles. **Ces antinomies pourraient ne pas être perçues dans des évaluations globales des services environnementaux qui resteraient stables, voire en amélioration.** Inversement d'ailleurs, des politiques réfléchies d'utilisation de ces services environnementaux, comme les aménagements de ballastières pendant et après exploitation, peuvent contribuer au développement de services écologiques et il importe tout autant de pouvoir mettre en évidence cette contribution ;

Figure

47



© S. Brosse - CNRS Photothèque

Cours d'eau guyanais orpaillé. Pour extraire l'or, le sol est lavé par de grandes quantités d'eau qui se charge en sédiments. Elle est ensuite rejetée dans les cours d'eau où elle provoque une diminution drastique de leur transparence. Les espèces vivant dans des petits cours d'eau seraient remplacées par des espèces plus ubiquistes, et les espèces de grande taille par des espèces de plus petite taille, probablement plus aptes à persister dans les zones perturbées.

■ **des modèles d'utilisation économique optimale au cours du temps de ressources non renouvelables – minerais, énergies fossiles – seront sans doute non pertinents, ou du moins à utiliser avec prudence** pour les services écologiques. On peut faire la même remarque quant aux approches « bio-économiques », développées pour aborder la gestion de ressources biologiques renouvelables. Ces approches ont surtout porté sur la gestion des forêts et des ressources halieutiques. Leur limite principale est d'assimiler le milieu naturel à un ensemble de populations dont il s'agit de gérer l'effectif à long terme. Les composantes proprement fonctionnelles des écosystèmes ne sont pas couvertes par ces approches, non plus que les composantes évolutives des milieux. Elles sont donc de faible recours pour aborder l'analyse économique des services écologiques. De même, la catégorie de « biens publics parfaits », que l'on peut attribuer à certains services environnementaux comme l'énergie solaire, apparaît rarement adéquate pour la plupart de ces services écologiques (voir plus loin « Liste et typologie des services des hydrosystèmes »).

Services écologiques et bénéfiques des écosystèmes

Les termes « services écologiques » et « bénéfiques des écosystèmes » sont parfois utilisés de manière très similaire. Ainsi, le MEA indique dès sa préface « Ecosystem services are the benefits people obtain from ecosystems ». Cependant, il nous semble utile de distinguer ces deux notions, en nous appuyant en particulier sur les travaux de James Boyde (Boyde, 2007 ; Boyde et Banzhaf, 2007) relatifs au « PNB vert », c'est-à-dire à la prise en compte des éléments de bien-être issus de la nature dans le PNB.

Pour être complet, notons que le terme « PNB vert » est parfois utilisé dans un autre sens, à savoir une correction à la baisse du PNB par les impacts négatifs des activités humaines sur le capital naturel. On rejoint alors des propositions comme celle du GPI (Genuine Progress Indicator, ou Indicateur de progrès véritable). Ces deux aspects de la prise en compte de l'environnement sont à combiner plutôt qu'à opposer.

Les développements qui suivent ne distinguent pas les préoccupations de nature macro et microéconomique, cette distinction étant développée dans la troisième partie.

■ Définition des concepts

Dans la contribution de la nature au bien-être humain, on peut tout d'abord identifier deux types d'éléments :

■ ceux qui, directement ou indirectement, sont pris en compte dans des biens et services marchands et sont donc déjà comptabilisés à ce titre dans le PNB « classique ». On peut citer par exemple la fourniture d'eau potable (Figure 48) ou la pêche commerciale ;

Figure 48



© M. Carrouee - Onema

La fourniture d'eau potable combine une contribution du capital naturel (la production d'eau au point de prélèvement, qui constitue le service écologique au sens strict) et des investissements humains (du pompage au robinet).

■ ceux qui contribuent au bien-être mais ne font pas l'objet d'échanges marchands, comme les produits de cueillette, de pêche récréative ou du jardinage amateur, la contemplation d'un paysage, la promenade dans une forêt de proximité ou la satisfaction de savoir qu'il existe encore des baleines. Outre ces usages non monétarisés, on trouvera dans cette catégorie de nombreuses « valeurs de non-usage », au sens de la classification des composantes de la valeur économique totale proposée par Pearce et Moran (1994). Le rapport du CAS, (p. 172-175) en offre une présentation détaillée. C'est également dans cet ensemble que l'on retrouve les « aménités environnementales » évoquées précédemment.

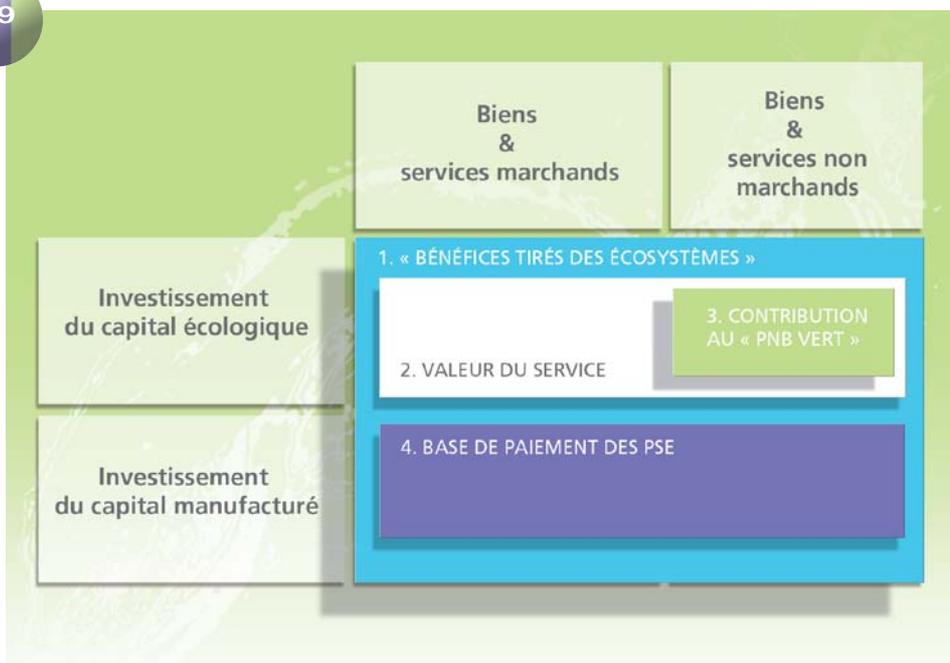
A cette première distinction, il convient d'ajouter celle qui décompose la valeur finale des biens et services pour identifier ce qui correspond à « l'investissement » du capital naturel et ce qui résulte de l'investissement humain, en travail ou en capital. Nous utiliserons le terme de « capital manufacturé » pour désigner cet investissement humain (en anglais « man-made capital », souvent traduit, de manière ambiguë, par « capital physique »).

Si l'on reprend l'exemple de la pêche récréative, le capital naturel produit du poisson et, éventuellement, un cadre agréable pour pêcher, mais les investissements du pêcheur en matériel ou en déplacements ne sauraient être, en toute rigueur, portés au crédit du capital écologique. On retrouvera la même distinction pour la forêt : le service écologique au sens strict est la production de bois sur pied, défalqué des coûts éventuels de la sylviculture, et non la valeur du bois abattu et commercialisé ou, a fortiori, des produits qui en découlent : affecter la valeur totale d'un Stradivarius, voire des concerts auxquels il est associé, à la petite forêt du Val di Fiemme qui l'a vu naître³ serait à l'évidence excessif ! De même, pour l'eau potable, le service écologique s'arrête au point de prélèvement et ne saurait intégrer tous les investissements permettant d'amener cette eau au robinet, et être donc évalué au tarif de cette eau (outre le fait qu'il ne s'agit qu'en partie, comme nous l'avons vu, d'un service écologique).

Ces deux distinctions conduisent à un tableau à double entrée (Figure 49) et à quatre définitions, de plus en plus restrictives, de la valeur économique à prendre en compte :

Figure

49



Les diverses approches de la valeur économique.

■ la plus large (1) est celle des « **bénéfices tirés des écosystèmes** ». Elle intègre l'ensemble des postes, dès lors que le capital écologique est impliqué dans la notion de valeur. C'est en utilisant cette définition que l'on peut conclure que la valeur économique de la pêche récréative ou de la chasse est très supérieure à la valeur « alimentaire » des animaux capturés. Par exemple, le rapport du CAS estime la valeur récréative de la chasse en forêt à environ 15 fois la valeur commerciale du gibier (p. 314 et 327-328) ; une étude de Salanié et al. (2004) considère que le démantèlement des barrages de la Sélune rapporterait 1000 à 2000 € par saumon supplémentaire capturé par des pêcheurs amateurs, soit plus de 30 fois le prix au détail d'un saumon. On peut de la même manière conclure que la contemplation des baleines est économiquement préférable à leur exploitation ou que les massifs coralliens ont une valeur touristique pouvant dépasser 10.000 US\$/ha x an (rapport du CAS p. 307) .

■ la deuxième (2) mesure de manière plus stricte le seul investissement du capital écologique. C'est la définition que nous proposons de retenir pour la « valeur du service écologique », en réservant le terme de « bénéfices tirés des écosystèmes » à l'évaluation de la valeur totale de l'activité qui en découle. On pourrait d'ailleurs utiliser le terme de « **bénéfices induits par les services écologiques** » (BISE), en analogie avec la notion « d'emplois induits » dans d'autres secteurs par une activité primaire comme la pêche ou la production

agricole. Il est clair que cette définition restrictive des services écologiques peut diminuer considérablement l'estimation économique qui en résulte. Ainsi, la valeur récréative des écosystèmes, qui est souvent estimée par la seule valeur des investissements humains (coûts de transport, d'équipement et d'hébergement) serait fortement réduite, voire quasi-annulée. Il faut cependant nuancer cette distinction car **certains de ces investissements humains peuvent être considérés comme une mesure de la valeur du service écologique** ; les distinguer de ceux qui ne peuvent être pris en compte à ce titre peut se révéler délicate. Ainsi, pour des activités de pêche ou de chasse récréative, certaines dépenses (permis de pêche, actions de chasse, déplacements) pourront être considérées comme une mesure du « surplus de bien-être » que l'utilisateur tire du prélèvement dans le milieu naturel (par rapport à un simple achat du produit) et utilisées dans l'estimation du service écologique, alors que les dépenses d'équipements relèvent strictement du capital humain ;

- la mesure de la « **contribution au PNB vert** » (3) ne portera, pour éviter les doubles comptes, que sur les biens et services non-marchands issus du capital écologique (la prise en compte des biens et services non-marchands issus du capital humain, comme par exemple la pratique du bénévolat pour l'initiation à la nature, pourrait être incluse dans une définition encore plus large, comme celle évoquée précédemment de « l'indice de progrès véritable ») ;

- enfin (4), la seule contribution du capital manufacturé (différence entre le total des bénéfices tirés des écosystèmes et valeur du service écologique *sensu stricto*) pourra servir de base au **paiement éventuel des services écologiques** (nous n'aborderons pas ici la question de l'intérêt et des limites de cette approche de paiement des services écologiques, qui fait l'objet d'une abondante littérature). Comme le rapport du CAS l'a souligné, il ne serait en effet pas justifié de verser aux seuls acteurs humains impliqués dans la production d'un service la totalité des bénéfices que tire la société de ce service, dès lors que la production de ce service repose en grande partie sur les « contributions » des compartiments abiotiques et biotiques de l'hydrosystème.

■ Pourquoi opérer ces distinctions ?

Les distinctions que nous proposons n'obligent pas à choisir entre ces trois concepts mais seulement à les utiliser à bon escient et, surtout, à expliciter les options prises.

Ainsi, si l'on se place dans un contexte d'économie locale, il n'est pas choquant de se référer au concept large de « bénéfices tirés des écosystèmes », dès lors que la disparition ou la dégradation des produits de cet écosystème (par exemple un massif corallien (Figure 50) un stock de saumon ou une source d'eau minérale) se traduira de fait par une disparition de la totalité des ressources économiques qui s'y rattachaient (dans l'hypothèse où toutes les dépenses bénéficiaient à l'économie locale, ce qui est rarement le cas).

Figure 50



© J.P. Gattuso – CNRS Photographique

Fonds de coraux de Miyakojima (Japon du Sud). Le tourisme lié à un massif corallien particulier a localement des retombées économiques importantes. Cependant, la perte de ce massif n'impactera pas forcément le PNB car le tourisme pourra se reporter sur d'autres massifs voisins.

C'est par exemple l'option prise par EcoWhat-ACTéon (2009) dans l'étude des tourbières du bassin de l'Agout (département du Tarn) : cette étude utilise le chiffre d'affaires de l'entreprise d'embouteillage d'eau minérale comme estimation de la valeur économique de la production d'eau de qualité par les tourbières, ce qui fournit une estimation de 6000 €/ha x an pour ce service. Par contre, il serait excessif de considérer que cette perte se répercutera au niveau national (et a fortiori mondial !) sur le PNB (classique ou vert), dès lors que les usagers pourront se reporter, à coûts sensiblement inchangés, vers des ressources alternatives (au moins tant que l'on reste dans une hypothèse d'économie marginale, c'est-à-dire d'un impact minime par rapport à l'ensemble de la ressource disponible).

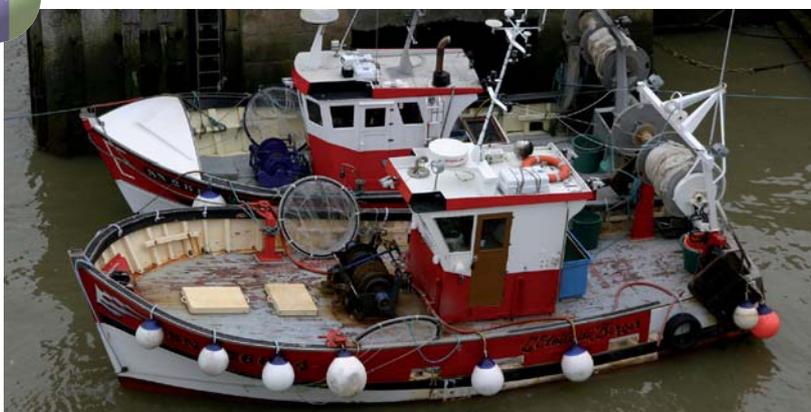
De même, souligner que « l'assiette » du paiement des services écologiques ne peut concerner a priori que les seuls investissements humains permet de modérer les revendications d'acteurs découvrant l'ampleur de la valeur des bénéfices « qu'ils » apportent à la société. Il conviendrait, en outre, de montrer que ces investissements ont effectivement eu un effet positif sur la fourniture du service : certains investissements peuvent en effet diminuer la valeur des services, comme des pratiques agricoles ou sylvicoles uniquement axées sur une productivité économique maximale.

Au niveau politique, ces distinctions nous semblent également importantes pour éviter de laisser croire que la mesure des services écologiques conditionne de manière évidente les choix à opérer entre différents types d'activités, par exemple entre la pêche professionnelle et la pêche amateur. Le fait que les bénéfices économiques induits par la seconde puissent être plus élevés est certes un élément à considérer, mais il n'empêche que le service écologique, au sens strict où nous l'avons défini, est sensiblement le même dans les deux cas.

Une autre raison d'opérer cette distinction est liée au fait que **des investissements humains visant à augmenter les bénéfices induits peuvent de fait réduire, à plus ou moins court terme, la valeur des services écologiques,** voire celle d'autres services environnementaux. On connaît ce problème pour des aménagements favorisant la fréquentation de milieux écologiquement fragiles et il est donc important, comme pour la distinction entre services écologiques et autres services environnementaux, de mettre en lumière – et surtout en débat – ces contradictions éventuelles.

Enfin, une autre limite de la notion large de bénéfices tirés (ou induits) est celle de la délimitation de l'espace économique considéré et des imprécisions qui en résultent. Si l'on prend l'exemple des pêches maritimes (Figure 51), les estimations du nombre d'emplois induits par pêcheur vont de deux à quatre selon un rapport récent du Conseil Economique et Social⁴, et certains y rajoutent un nombre équivalent « d'emplois indirects ». En forçant le trait, on pourrait montrer que la quasi-totalité de l'économie est induite par les services écologiques (a fortiori si l'on prend en compte l'ensemble des services environnementaux), ce qui soulignerait notre dépendance, réelle, vis-à-vis de la nature mais rendrait peu opérationnelles de telles analyses. Nous reviendrons dans la troisième partie sur cette question de la distinction entre bénéfices directs et spécifiques d'un service écologique et bénéfices induits et non-spécifiques.

Figure 51



© M. Bramard - Onema

Bateaux civilliers à Saint-Nazaire. Les pêches maritimes induisent un nombre important d'emploi à terre mais il n'est pas opportun de comptabiliser ces effets indirects dans les estimations économiques des bénéfices tirés des écosystèmes marins.

Services écologiques, fonctions et processus

L'intérêt d'opérer une distinction entre services et fonctions ou processus écologiques a été souligné par plusieurs analyses émanant soit des économistes, soit des écologistes.

■ Le point de vue des économistes

Du point de vue de certains économistes (voir en particulier Wallace, 2007), les listes des services de Costanza et al. (1997) ou du MEA mélangent des « services finaux », dont l'homme bénéficie directement, et des « services intermédiaires », en particulier ceux classés comme « services d'entretien » ainsi qu'une grande partie des « services de régulation », qui contribuent de fait à la fourniture de services finaux. Ainsi, la pollinisation par les insectes, qui a fait l'objet de plusieurs évaluations économiques montrant son importance, n'est pas utilisée directement mais à travers les productions agricoles qui en dépendent ou sa contribution à l'entretien de la flore sauvage. Cette flore favorisera à son tour d'autres insectes auxiliaires des cultures, permettant ainsi de réduire les pertes de récolte ou de limiter les traitements phytosanitaires. Il conviendrait donc, pour éviter les doubles comptes, de ne considérer que les **services finaux**, qui correspondent pour l'essentiel aux « services de production » et aux « services socioculturels » du MEA.

Ce point de vue est également soutenu par les analyses déjà citées de Boyde sur le PNB vert, qui considère qu'un service écologique doit être un « produit final » de l'écosystème, précisément défini en termes de quantité, qualité et lieu de production (par exemple la fourniture de N m³ d'une eau de moins de 10 mg/l de nitrates à une ville donnée et non un « service d'épuration ») et que, en conservant la logique du PNB, les « consommations intermédiaires » des écosystèmes n'ont pas à être évaluées, car elles sont incorporées dans la valeur du produit final.

Ceci implique notamment qu'un même produit physique pourra ou non être évalué selon qu'il sera utilisé comme produit final par le consommateur ou comme produit intermédiaire par l'écosystème (Figure 52) : une eau de qualité sera ainsi évaluée dans la partie destinée à la consommation humaine mais non dans la partie qui conditionne la qualité d'un peuplement piscicole, l'évaluation portant alors sur la pêche récréative, qui « incorpore » la qualité de l'eau. Cette distinction pour un même produit peut sembler étonnante mais on la retrouve pour de nombreux produits marchands comme les carburants ou les pneumatiques, qui sont comptés dans le PNB lorsqu'ils sont acquis et utilisés par un consommateur final mais ne le sont pas lorsqu'ils sont utilisés par des agriculteurs ou des transporteurs professionnels.

Figure

52



© M. Bramard - Onema

Pêche amateur près d'Azay le Rideau. La qualité de l'eau constitue un « service final » si l'on considère la fourniture d'eau potable mais un « service intermédiaire » pour la pêche récréative.

Ces analyses amèneraient donc à considérer comme des fonctions, ou des « processus », une partie notable des « services » identifiés par les premières études. L'intérêt d'introduire cette notion de fonction est cependant contesté par d'autres économistes et nous renvoyons à l'annexe 3 pour une présentation plus détaillée de cette controverse sémantique.

Nous nous limiterons ici à en proposer les conclusions suivantes :

■ **il apparaît sans doute préférable de conserver la notion de services au sens large, qu'ils soient « finaux » ou « intermédiaires »**, pour recenser de manière générale les différentes contributions au bien-être humain, dans l'optique de la liste du MEA ;

■ **il semble par contre souhaitable de ne pas inclure dans cette liste ce que le MEA appelle des « services d'auto-entretien »**, que le schéma conceptuel place d'ailleurs en amont des autres services et qui relèvent clairement de ce que nous avons appelé structures et processus écologiques (c'est d'ailleurs l'option qu'a pris le MEA France, réalisé à la demande du ministère chargé du développement durable⁵) ;

■ **il apparaît légitime de proposer des évaluations économiques de ces différents services**, qu'ils soient inclus dans le PNB classique ou dans le PNB vert et qu'ils soient d'approvisionnement, de régulations ou culturels. Dans cette optique, la proposition de Boyde de veiller à caractériser un service par des produits précisément définis quantitativement, qualitativement et géographiquement (avant toute évaluation monétaire) et pas seulement par une formule (telle que « protection contre les crues ») nous semble pertinente. L'exercice apparaîtra parfois trivial, voir pointilliste mais, lorsqu'il se révélera difficile, il conviendra de s'interroger sur l'opportunité de passer à l'évaluation monétaire d'un « objet flou », défini seulement de manière littéraire, surtout si l'on envisage d'utiliser des méthodes d'évaluation contingente, qui peuvent se satisfaire de telles formulations ;

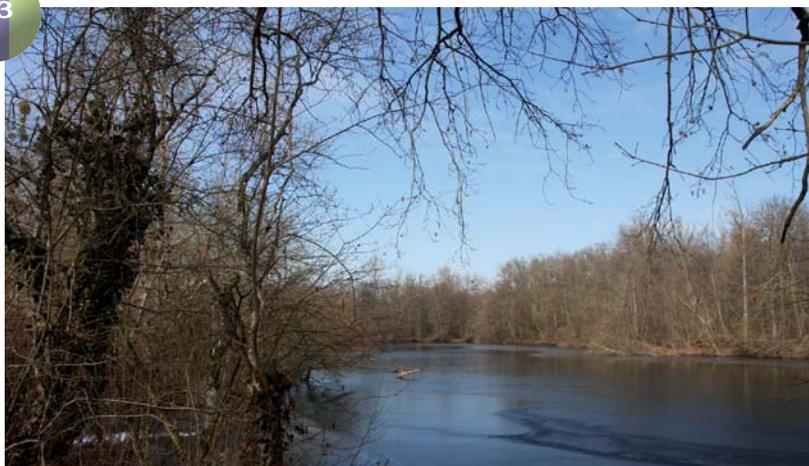
■ **au niveau d'une situation particulière, il sera par contre utile de distinguer ce qui constitue des services finaux et ce qui relève de services intermédiaires** – le « statut » d'un service pouvant comme nous l'avons vu changer d'un contexte à l'autre –, en particulier si l'on souhaite agréger ces services pour obtenir une valeur totale en évitant les doubles comptes (comme dans l'exemple cité de la pollinisation).

■ Le point de vue des écologues

Si les économistes ne semblent pas convaincus de l'intérêt d'introduire la notion de fonction, les uns la considérant comme équivalente à celle de processus, les autres à celle de services, l'analyse des écologues est nettement plus convaincante. Ils soulignent en effet, comme nous l'avons vu précédemment, que **la notion de services n'est pas un concept écologique mais un « concept d'interface », qui mesure une interaction contingente – car spécifique d'un lieu et d'une période donnée – entre une société et un écosystème**. Pour donner un exemple de cette contingence, on peut citer l'étude de Laurans et al. (1996) sur la nappe de la Bassée (vallée de la Seine, Figure 53). Cette étude estime que la protection de cette zone permettrait une économie d'épuration de l'eau d'environ 14 millions d'euros, soit, pour environ 10 000 ha, un service potentiel de 14 000 €/ha x an si cette nappe était pleinement (mais durablement) exploitée. Mais elle ne l'était pas en 1996 et le service était donc nul.

Figure

53



© AGRENABA

Ancienne boucle de Seine. Réserve naturelle nationale de la Bassée.

Cette notion de services est donc, à l'évidence, anthropocentrique et le MEA la rattache d'ailleurs explicitement à la problématique du bien-être humain. On peut chercher à échapper, au moins conceptuellement, à cet anthropocentrisme en considérant tous les êtres vivants comme des « usagers » d'un écosystème, bénéficiant à ce titre de divers services, mais cette métaphore, si elle nous invite à réfléchir à notre situation d'usagers parmi d'autres, ne donnera guère de prise à l'analyse économique. En outre, la notion de services ne préjuge pas du fait que la ressource concernée est faiblement exploitée, exploitée de manière importante mais durable ou surexploitée, ce qui, d'une part, handicape son maintien à plus ou moins long terme et, d'autre part, peut avoir des conséquences plus immédiates sur d'autres services de l'écosystème (par exemple, la dégradation des fonds sous-marins liée à la surpêche peut réduire l'intérêt du tourisme subaquatique). **La maximisation, surtout à court terme, des services écologiques ne saurait donc constituer un critère de bonne gestion des écosystèmes.**

D'où l'idée d'examiner avec d'autres concepts le « bon fonctionnement » des écosystèmes, même si l'on prend le parti de définir ce bon fonctionnement comme la capacité à fournir durablement des services écologiques.

D'un point de vue strict, une fonction écologique est généralement définie comme un processus assurant une transformation de matière et/ou d'énergie au sein de l'écosystème, ou encore comme un processus assurant le transfert de cette matière/énergie. Par extension, entrent également dans ce concept, mais de façon moins conventionnelle, la génération, la transformation et le transfert d'information (processus comportementaux ou évolutifs, au sens darwinien). La fonction globale de l'écosystème est de maintenir sa propre cohésion, en transformant énergie et matière incidentes et résidentes en structures.

On peut reconnaître, au sein des divers écosystèmes aquatiques et humides, plusieurs familles de fonctions :

■ **fonctions de production.** Il s'agit essentiellement de la production de matière organique (M.O.) à partir de l'énergie incidente (photosynthèse ou chimiosynthèse), et des éléments constitutifs entrant ou résultant de la dégradation de la M.O. produite. Ces fonctions intègrent également la mise à disposition de ressources inertes et non renouvelables in situ, comme l'eau ou les substances minérales ;

■ **fonctions de régulation.** Les fonctions de régulation correspondent aux processus de rétroaction face à des contraintes externes (perturbations et stress environnementaux) ou internes (accumulation de M.O., ou de toxiques par exemple). Une partie de ces fonctions contribue à stabiliser la variabilité des processus, l'autre à stabiliser les flux de ressources (résistance/résilience écologique), l'élimination ou la transformation de toxiques ;

■ **fonctions d'organisation (ou de structuration).** Ce sont, parmi les processus générés par l'ajustement organismes-milieu, ceux qui contribuent à définir les règles d'auto-organisation du système. Il s'agit à la fois de l'organisation physique des systèmes (structuration paysagère) et de leur organisation biologique (biodiversité).

Cette catégorisation suggère quelques remarques. D'une part, ces familles de fonction ne peuvent être considérées comme indépendantes les unes des autres : il y a évidemment régulation des fonctions de production, et contrôles réciproques entre structuration et fonctionnement. D'autre part, quelques fonctions écologiques peuvent (a priori ou dans l'absolu) contrarier la satisfaction des besoins de nos sociétés (limitation des ressources, augmentation du risque environnemental) et, de ce fait, sont souvent assimilées à des nuisances : on peut prendre l'exemple du rôle positif des crues dans l'entretien d'une biodiversité végétale élevée dans le lit majeur. Enfin, si ces grandes familles peuvent être identifiées facilement, l'identité des processus et des processeurs est moins évidente pour certaines d'entre elles.

Pour affiner cette analyse, le Muséum national d'histoire naturelle (MNHN, 2010) a défini une liste de treize fonctions (Morandeau et Meignien, 2010), pour lesquelles une première série d'indicateurs de suivi est proposée (Tableau 8), ces indicateurs ayant « vocation à être utilisés in fine pour l'évaluation économique des services rendus par les écosystèmes », avec l'idée de « se pencher sur la possibilité et l'opportunité de définir des valeurs seuils, c'est-à-dire des valeurs au-delà desquelles les écosystèmes ne sont plus en mesure de fournir l'intégralité des services ». On notera que certaines fonctions, comme les transports solides, sont, selon notre terminologie, plutôt environnementales qu'écologiques, au sens où elles résultent surtout de processus abiotiques.

Définition des principales fonctions écologiques et de leurs indicateurs
(source MNHN, 2010).

Fonctions	Description des processus biologiques	Indicateurs proposés
Échanges gazeux	Ces échanges se font à l'interface entre plusieurs milieux, principalement entre l'atmosphère et la végétation (cf. photosynthèse : absorption de CO ₂ et rejet d'O ₂ par les végétaux).	Densité de la végétation/ biomasse ; production primaire ; abondance en phytoplancton.
Autoépuration de l'eau	Un ensemble de processus biologiques et chimiques permettent l'élimination de substances présentes dans l'eau.	Diversité et abondance de micro-organismes invertébrés ; structure du sol ; densité et diversité végétale
Piégeage de particules	Les plantes (feuillage) constituent un filtre naturel qui piège les particules de l'eau ou de l'air, ou favorise leur dépôt en diminuant les vitesses des vents et des courants.	Densité de la végétation ; taux de sédimentation, diversité et abondance en invertébrés aquatiques.
Transports solides	Dans les rivières et cours d'eau, les transports solides de sédiments interviennent quand la vitesse du courant est supérieure à la vitesse de sédimentation. En milieux non aquatiques, les matières solides sont transportées par l'eau de ruissellement ou le vent.	Stabilité structurale des sols ; énergie cinétique des cours d'eau.
Résistance de la végétation aux perturbations	La structure et le complexe sol-racines des peuplements végétaux jouent un rôle dans la réponse de la végétation aux forces des vents. La composition et la structure des peuplements végétaux conditionnent leur résistance aux feux. La présence de la végétation constitue une barrière naturelle qui limite la progression de l'avalanche.	Diversité des systèmes racinaires ; horizons organiques des sols ; quantité de bois mort ; taux d'humidité.
Rétention de l'eau dans les sols et les sédiments	Les caractéristiques des sols et des sédiments conditionnent l'infiltration de l'eau provenant des précipitations, et la recharge des nappes souterraines. La capacité de rétention de l'eau a un rôle dans la limitation des risques d'inondations et d'érosion des sols.	Structure des sols ; densité végétation/feuillage.
Écoulements d'eau	La présence d'eau de surface ou dans le sol a une influence sur le climat local, en jouant sur l'humidité et les températures.	Débits ; stabilité des sols ; recouvrement de la couverture végétale.
Effet albédo/réflexion	L'albédo correspond à la portion d'énergie solaire réfléchi par rapport à l'énergie solaire incidente arrivant sur une surface. Il est lié à la capacité des surfaces à absorber ou réfléchir la lumière (influence sur le climat local).	Recouvrement de la couverture végétale.
Approvisionnement des sols et des sédiments en matière organique	L'approvisionnement en matière organique des sols dépend de la restitution de la biomasse au sol et de sa nature.	Biomasse végétale ; densité de la végétation.
Décomposition de la matière organique du sol, recyclage des éléments nutritifs	La microfaune du sol (bactéries, champignons) et la macrofaune assurent la décomposition de la matière organique par dégradation métabolique aérobie.	Diversité et abondance en microorganismes et faune du sol ; types d'humus ; qualité de la matière organique.
Formation de la structure des sols et processus de sédimentation	Les processus de formation des sols et de sédimentation dépendent des caractéristiques physiques et chimiques des sols, des microorganismes et de la faune du sol.	Densité et diversité de la végétation ; taux de sédimentation.
Interactions biotiques : prédation-parasitisme-compétition	L'ensemble des relations trophiques assure une régulation entre les différentes espèces. Ces processus contribuent au contrôle biologique, en limitant les parasites et la prolifération d'espèces. D'autres interactions sont à souligner, comme la pollinisation.	Diversité et abondance en nématodes, arthropodes, prédateurs ; idem en oiseaux, batraciens, reptiles.
Habitat / biotope	Chacune des fonctions identifiées ci-dessus ne peut être remplie qu'en présence de certaines conditions biotiques et abiotiques. Par exemple, certaines espèces ont besoin d'un habitat spécifique pour leur reproduction. Si cet habitat est dégradé, l'espèce ne peut se reproduire et ne se maintient pas.	Surface d'habitat favorable ; abondance et diversité de groupes fonctionnels ; connectivité et fragmentation.

Une telle ambition mérite d'être saluée mais soulève plusieurs questions au niveau opérationnel :

■ **elle suppose un travail considérable**, les indicateurs et leurs valeurs seuils devant être définis pour chaque fonction et, surtout, pour chaque écosystème. Ainsi, la densité minimale des végétaux aquatiques nécessaire à la fonction de piégeage de particules sera sans doute spécifique à chaque cours d'eau, voire à chaque tronçon. Il en est de même pour la définition des relations quantitatives entre fonctions et services, qui seront rarement proportionnelles et dont les paramètres devront être estimés dans chaque situation;

■ comme l'indique le rapport, **les liens fonctions-services ne sont pas bijectifs**, (Figure 54, page suivante), une fonction donnée pouvant contribuer à plusieurs services et inversement. Certaines des fonctions sont en outre interdépendantes, comme par exemple les transports solides, le piégeage de particules et la sédimentation. Construire et, surtout, analyser un tel diagramme pour un écosystème donné constitue donc une tâche énorme. L'idée d'associer à chaque service un petit nombre de fonctions spécifiques qui le conditionnerait et modulerait son importance doit donc être abandonnée ;

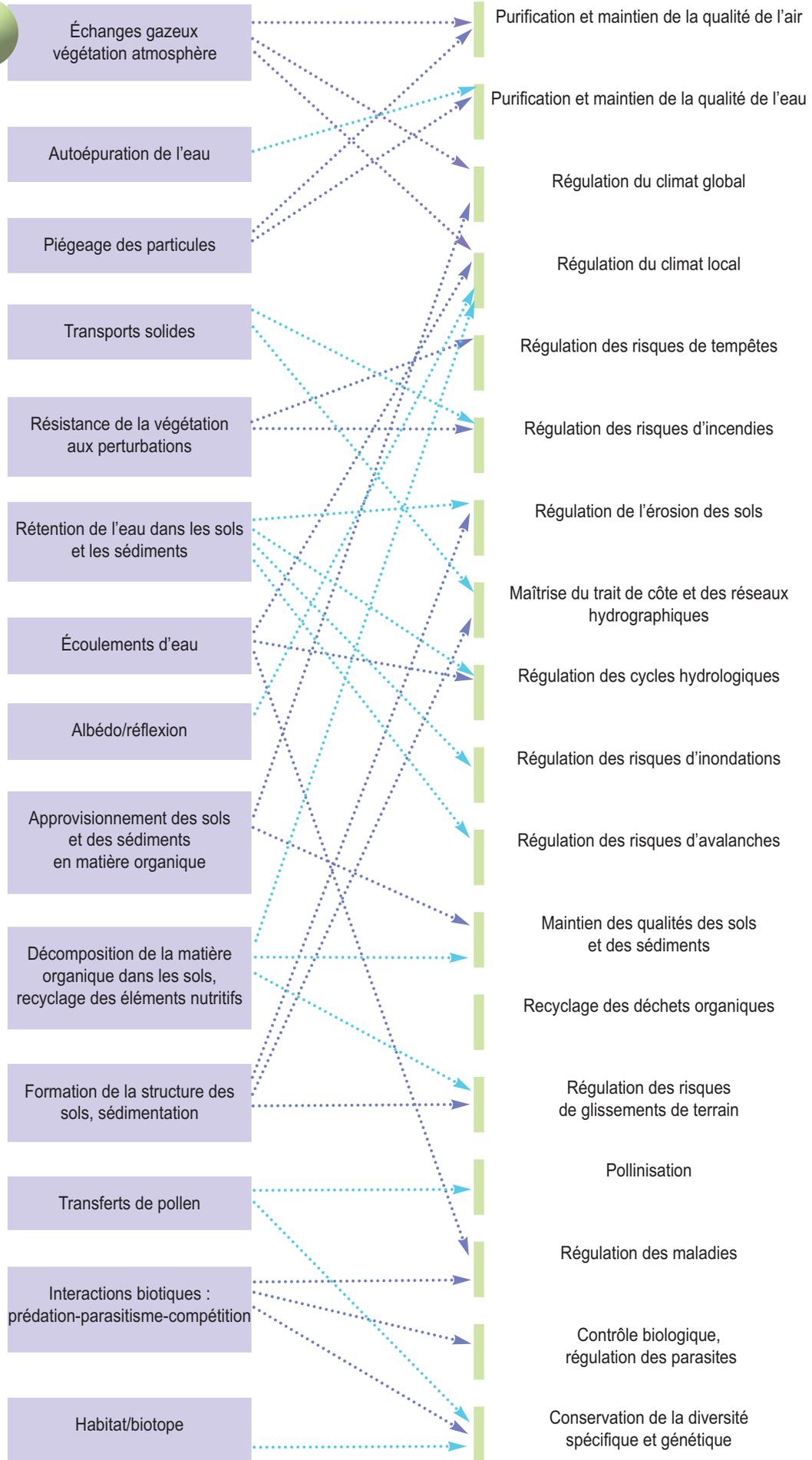
■ si elle pose, comme nous l'avons vu, un problème d'expertise aux économistes, **le fait d'extraire de la liste des structures et processus écologiques (en nombre a priori quasi-infini) un sous-ensemble fini de ceux utiles à l'homme, interroge en outre sur la légitimité de cette partition, en particulier dans une vision à long terme**. Certains processus ne conditionnent pas aujourd'hui des services mais contribuent peut-être à élaborer les services de demain, d'où l'intérêt de les suivre et de les préserver.

Cependant, la critique faite à l'approche par les services, à savoir qu'elle ne saurait constituer une mesure fiable du bon fonctionnement actuel et, surtout, futur des écosystèmes conserve toute sa pertinence. C'est pourquoi, dans une perspective opérationnelle, il serait préférable de rechercher un petit nombre d'indicateurs synthétiques de « santé des écosystèmes », qui s'appuieraient éventuellement sur les divers indicateurs élémentaires que nous venons d'évoquer et fourniraient aux décideurs un jugement global et facilement interprétable de l'état écologique des milieux.

Cet outil diagnostic viendrait compléter les études plus ou moins exhaustives de services **et l'on pourrait même recommander que toute étude de services fournisse également cette estimation de la « santé » des écosystèmes étudiés**. L'indicateur de « bon état écologique » des masses d'eau a constitué une tentative intéressante, mais perfectible, dans ce domaine et nous renvoyons au document du conseil scientifique animé par l'Onema, disponible sur le site internet de l'Onema, pour une discussion sur son évolution possible.

Figure

54



Relations entre fonctions et services (source : MNHN, 2010).



Liste et typologie des services des hydrosystèmes

Nous nous proposons pour terminer cette partie d'examiner de manière plus précise les différents services pouvant être caractérisés et les différentes classifications qui peuvent en être faites.

■ Liste des services

A partir du cadre général du MEA, plusieurs auteurs ont proposé des listes plus ou moins détaillées de services des hydrosystèmes. On trouvera dans l'annexe 4 celle de Brander (2006), qui est elle-même une compilation, celle utilisée par Morardet (2009), qui reprend celle de Finlayson (2005), celle du MEA France (2009) et celle d'EcoWhat-ACTéon (2009a). On trouvera également des listes similaires dans Aoubid et Gaubert (2010). Nous en avons élaboré une synthèse (Tableau 9), en ayant éliminé les services d'auto-entretien et en indiquant les services qui nous semblent plutôt des services environnementaux n'impliquant pas le compartiment biologique de l'écosystème.

Tableau

9

Recensement des différents services des hydrosystèmes (sources : voir texte ci-dessus)

Services d'approvisionnement	Services de régulation
<ul style="list-style-type: none"> ■ Ressources alimentaires (poissons, coquillages, gibier d'eau, fruits et graines, fourrures et peaux) ■ Fibres et matériaux divers (bois, tourbe, fourrages, roseaux) ■ Ressources biochimiques et génétiques (médicaments, biocides) ■ Fourniture d'eau* (domestique, agricole, aquacole, industrielle) <ul style="list-style-type: none"> ■ Granulats et autres ressources minérales** 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Régulation du climat (production/captage de gaz à effets de serre, pluviométrie) ■ Régulation hydrologique (stockage et relargage, alimentation des nappes) ■ Purification et traitement des eaux ■ Régulation de l'érosion et de la sédimentation, stockage de sédiments ■ Régulation des risques naturels (inondations, tempêtes) ■ Régulation biologique : entretien de bio auxiliaires et régulation d'espèces nuisibles ou envahissantes
Services socio-culturels	Divers
<ul style="list-style-type: none"> ■ Services spirituels, esthétiques et religieux (mythes, cultes, création artistique, valeur hédonique, valeur d'existence d'espèces ou d'habitats) ■ Services récréatifs et de bien-être (détente, loisirs aquatiques**, tourisme, pêche et chasse récréative) ■ Education (classes d'eau, classes de mer) 	<ul style="list-style-type: none"> ■ Services spirituels, esthétiques et religieux (mythes, cultes, création artistique, valeur hédonique, valeur d'existence d'espèces ou d'habitats) ■ Services récréatifs et de bien-être (détente, loisirs aquatiques**, tourisme, pêche et chasse récréative) ■ Education (classes d'eau, classes de mer)

* à considérer plutôt comme un service environnemental, le service écologique portant plutôt sur les fonctions de régulation qualitative et quantitative

** plutôt service environnemental

■ Intérêt et limites de la classification du MEA

Dans ce tableau de synthèse, nous avons conservé la classification du MEA, avec une catégorie « divers » pour quelques services particuliers, mais nous souhaitons revenir maintenant sur l'intérêt et les limites de cette classification, qui a fait l'objet de débats récents et assez vifs entre économistes (Wallace, 2007 et 2008 ; Costanza, 2008 ; Fisher et Turner, 2008 ; Fisher et al., 2009).

Nous avons déjà évoqué quelques critiques faites à cette classification, à savoir que ses différentes catégories ne pouvaient être mises sur le même plan, les services de régulation étant souvent à la source des services d'approvisionnement et, en outre, en partie redondants entre eux (par exemple entre régulation hydrologique

et régulation des inondations). Nous en avons d'ailleurs tenu compte en insistant sur la nécessité de distinguer services finaux et services intermédiaires.

On pourrait ajouter le fait qu'un service donné ne doit pas être considéré comme appartenant strictement à une catégorie : selon les sociétés, la pêche en eau douce sera à considérer soit comme un service d'approvisionnement, soit comme un service récréatif.

On peut donc considérer cette classification du MEA comme ayant plutôt un intérêt « pédagogique » (Figure 55), c'est-à-dire de permettre une sensibilisation à la diversité de ces services et, en particulier, aux autres services que les services d'approvisionnement, qui sont parfois les seuls perçus et reconnus. Dans cette optique, on ne peut qu'admettre que le but a été atteint !

Figure 55



© H. Carmie - Onema

La classification des services écologiques proposées par le Millennium Ecosystem Assessment à un intérêt pédagogique certain mais doit être utilisée avec prudence, en particulier si l'on souhaite cumuler la valeur de ces services.

■ La classification selon le caractère public ou privé des biens

Poursuivant cette analyse de l'intérêt de plusieurs systèmes de classification des services selon les contextes et les acteurs concernés, Costanza (2008) et Fisher et al. (2009) ont proposé d'autres grilles possibles et nous renvoyons à ces auteurs pour une discussion plus détaillée de cette question.

La première s'appuie sur la distinction économique entre biens publics et biens privés sur la base de deux critères classiques, celui de rivalité (l'usage par les uns restreint l'usage par les autres) et celui d'exclusion (il est possible concrètement d'empêcher l'usage à certains). Le tableau 10 permet alors de répartir les services selon les quatre types de biens.

Tableau 10

Répartition des services selon la typologie des biens.

	Excluable	Non excluable
Rivaux	Biens privés La plupart des services de prélèvements Ex. : la tourbe	Biens communs Certains services de prélèvement Ex. : la pêche maritime
Non rivaux	Biens de club Services récréatifs Ex. : la baignade	Biens publics Services de régulation Services esthétiques Ex. : le climat

Nous avons suivi l'usage de traduire « common pool resources » par « biens communs » mais cela peut donner lieu à débats car **cette catégorie est, en fait, composite**. Comme le précise le rapport du CAS « De nombreuses ressources naturelles sont des « ressources en propriété commune », qui correspondent à la notion

de « bien commun ». Cette situation a donné lieu à un véritable affrontement entre les mises en évidence d'inefficacité et de crises, souvent qualifiées de « tragédies des communs » (Hardin, 1968) et les travaux qui soulignent au contraire leur flexibilité ou adaptabilité face aux changements (Ostrom et al., 1994). Sans caricaturer les positions, l'opposition reflète en partie la différence de perception entre des analyses qui considèrent des ressources en accès libre (Cornes et Sandler, 1983) et des travaux portant sur des actifs qui, bien que n'étant pas clairement appropriés par des personnes, physiques ou morales, sont cependant sous le contrôle effectif de groupes qui ont défini des règles de gestion collective, comme les pâtures de biens communaux ou sectionaux en zone de montagne, en France, et de multiples situations dans lesquelles des ressources sont sous le contrôle de communautés sur tous les continents ».

Quel est l'intérêt de cette typologie ? **Il apparaît si l'on remarque que l'affectation d'un service à l'une de ces catégories n'est pas une propriété intrinsèque du service mais peut dépendre en fait de politiques publiques qui seront susceptibles d'en modifier le statut.**

Ainsi, les stocks de poissons (Figure 56) sont à l'évidence aujourd'hui des biens rivaux, mais le fait que les pêches maritimes ou fluviales soient en accès libre ou attribuées à des individus ou à des collectifs, les fera passer du statut de biens communs au statut de biens privés. Il en est de même pour des biens non-rivaux comme les ressources génétiques, que des décisions comme la possibilité de breveter ou non le vivant fera passer du statut de biens publics au statut de biens de club.

Figure 56



Jeunes anguilles. Selon leur taux d'exploitation et les réglementations mises en place, les stocks de poisson peuvent être considérés comme des biens privés, communs, de club ou publics.

a © A. Richard - Onema
b © E. Mariat - CNRS Photothèque

D'autres transitions peuvent résulter de modifications d'usage de la ressource, modifications qui peuvent également faire l'objet de politiques publiques à différents niveaux. On peut citer à nouveau le cas des pêches maritimes (et de nombreux services de prélèvement), qui pouvaient être considérés comme des biens non-rivaux tant que l'exploitation par l'homme n'était que marginale par rapport à la productivité des océans mais qui sont devenus progressivement rivaux quand cette exploitation s'est développée. On peut faire la même remarque pour l'eau des rivières et des fleuves, dont les prélèvements par l'homme ne sont devenus véritablement rivaux qu'avec le développement à grande échelle de l'irrigation et des moyens modernes de pompage. A partir de ces exemples, **on voit donc que le « statut » d'une ressource par rapport à ces catégories n'est pas lié à des propriétés intrinsèques, objectives, de cette ressource : une même ressource peut être positionnée, par des évolutions techniques ou des décisions politiques dans l'une ou l'autre des quatre catégories** (Corrélativement, toute déclaration affirmant qu'une ressource appartient à l'une de ces catégories doit être lue non comme un constat objectif mais comme une affirmation « politique »).

En termes d'équité dans l'accès aux ressources et au bien-être, ces transitions subies ou décidées ont donc des conséquences majeures qui doivent pouvoir être évaluées, sachant que le statut de bien public (ou, à l'inverse,

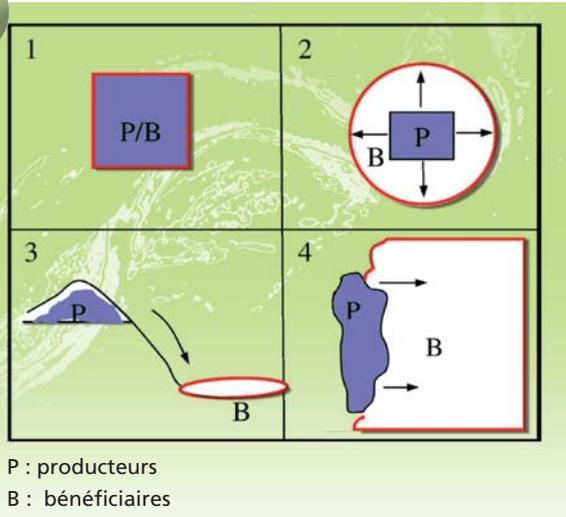
de bien privé) ne constitue pas forcément, tant sur le plan social qu'écologique, un optimum incontestable : réserver l'accès des stocks de pêche à des communautés particulières peut contribuer à une gestion plus durable de la ressource et, inversement, permettre la brevetabilité du vivant n'est pas forcément souhaitable pour favoriser l'innovation.

On voit donc que l'utilisation de cette grille pour positionner, dans un contexte écologique et social donné, les différents services, peut se révéler utile pour fonder des politiques soucieuses d'une juste répartition des bénéfices issus de ces services.

■ La prise en compte de la dimension géographique

Une seconde grille qu'il nous semble important de considérer prend en compte la dimension géographique, à savoir les lieux où les services sont respectivement produits et utilisés. Fisher et al. (op. cit.) distinguent en particulier (Figure 57) :

Figure 57



Typologie des services suivant les lieux de production et d'utilisation (Fisher et al., 2009).

- des services (type 1) qui sont produits et utilisés au même endroit (par exemple la fertilité des sols) ;
- des services « omnidirectionnels » (type 2) qui bénéficient à un ensemble plus vaste, avec un gradient de proximité (comme la production d'insectes pollinisateurs) ou non (comme la fixation de carbone) ;
- des services « directionnels », qui sont exportés vers un lieu distant (type 3, comme la production hydroélectrique ou la régulation des débits en amont des bassins versants) ou vers un lieu de proximité (comme la protection côtière par les mangroves, type 4).

L'intérêt principal de cette approche est de poser concrètement la question de la solidarité écologique évoquée précédemment, c'est-à-dire d'identifier les transferts de bénéfices entre sites. Cette identification peut notamment conduire à mettre en place (ou à préconiser) des mesures compensatoires prenant en compte ces transferts. Cette question apparaît particulièrement pertinente pour les hydrosystèmes, pour lesquels les services faisant l'objet d'exportation directionnelle sont souvent particulièrement importants : il suffit pour s'en convaincre d'examiner dans cette optique le tableau 9.

De manière connexe, **cette approche permet également de poser explicitement la question de l'agrégation des valeurs des différents services.** On considère en effet souvent comme allant de soi la démarche consistant à additionner simplement ces valeurs en leur donnant de ce fait une pondération égale. On considère donc implicitement que l'on est indifférent à l'espace d'utilisation de ces services. Révéler cet espace d'utilisation permet d'instruire un débat entre diverses options politiques possibles, pouvant par exemple favoriser les services « locaux » (type 1) ou, à l'inverse, privilégier l'exportation des services en faisant jouer la solidarité écologique (types 3 et 4) ou en se plaçant dans le cadre d'une rémunération des services écologiques par les bénéficiaires.

Synthèse

La figure 58 résume les analyses de cette partie sur la notion d'hydrosystème et sur les relations entre écosystèmes, processus, services, fonctions et bénéfices.

Figure

58

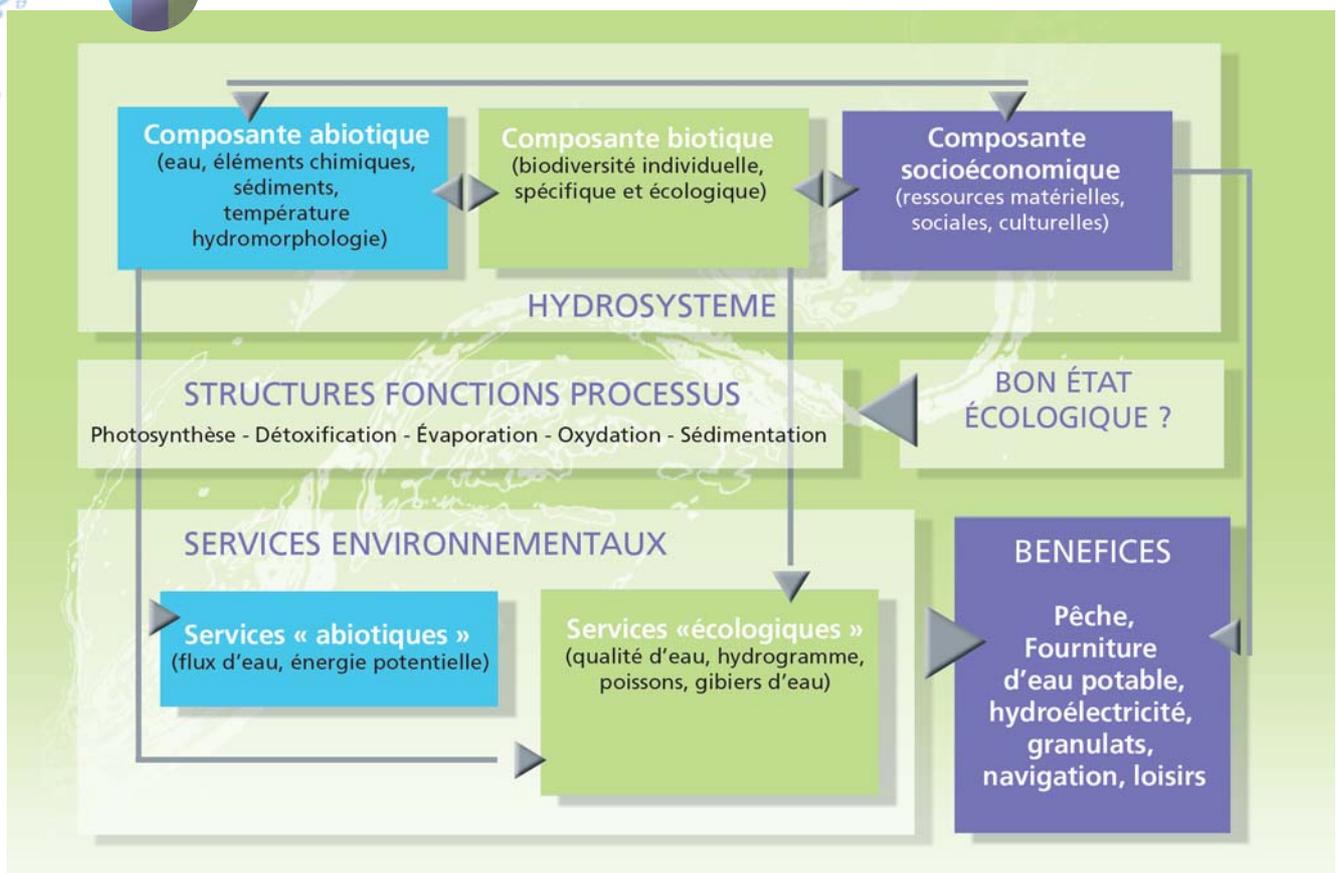


Diagramme de synthèse sur les liens écosystème, fonctions, services et bénéfices.

On y retrouve en particulier :

- l'idée de considérer l'hydrosystème comme un ensemble intégrant les activités humaines ;
- les distinctions nécessaires entre, d'une part, services écologiques et services environnementaux et, d'autre part, entre services et bénéfices ;
- la nécessité de compléter une évaluation économique des services par une analyse fonctionnelle (sans nécessairement utiliser le terme spécifique de « fonctions ») pour juger de la capacité des écosystèmes à produire durablement les services et l'intérêt d'aller vers des indicateurs synthétiques de « santé des écosystèmes ».

Ces différents concepts étant précisés, nous allons examiner maintenant la question de leur évaluation économique.



\$%&'()*+,-. &/-.-0,1*2
324425',/24 &/-)-6,1*24

ressources matérielles, sociales, culturelles, l'identifi-
cation d'un ensemble écologique

104 ■ Introduction

106 ■ La notion de services écologiques :
la nature comme un ensemble stocks-flux

111 ■ Du capital naturel aux services rendus

115 ■ Des services au bien-être

122 ■ Régimes de responsabilité environnementale collective

126 ■ Le champ de l'évaluation des services écologiques

129 ■ Les formes de l'évaluation

130 ■ L'évaluation économique des services

136 ■ L'approche par les « coûts d'opportunité »

143 ■ Conclusion



8. +5-3*/+,-.

L'objet de cette partie est de présenter l'apport de la notion de services écologiques à l'évaluation socio-économique des milieux aquatiques dans la perspective du grand cycle de l'eau. Nombre des développements qui vont suivre ne sont néanmoins pas spécifiques des milieux aquatiques et ont une portée générale quant aux questions de gestion et d'évaluation de l'environnement naturel. Une des difficultés de l'évaluation économique des services est son articulation avec les dimensions proprement écologiques de la protection des milieux. Bien que cette partie se concentre sur la dimension sociale de la question environnementale, nous serons donc parfois amenés à étendre la réflexion vers les milieux naturels eux-mêmes.

L'émergence rapide de la notion de services « écologiques » dans le débat scientifique et politique à partir des travaux du Millennium Ecosystem Assessment (MEA) en 2005 nécessite un effort de clarification. Il serait tentant de traiter cette notion comme on l'a fait du « développement durable », qui s'est transformée en quelques années en une sorte de fourre-tout sémantique. Elle deviendrait ainsi une forme d'étiquette « verte » collée sur tout ce qui sort des milieux naturels et serait susceptible d'intéresser l'homme. Ce serait une évolution dommageable à la réflexion.

Nous voulons montrer l'intérêt de cette notion comme guide de pensée dans l'approche des relations diversement harmonieuses qu'entretiennent les sociétés humaines avec leur environnement naturel.

La notion de services écologiques est plus complexe qu'elle n'apparaît de prime abord et les développements qui vont suivre pourront parfois sembler ardues au lecteur non familier des approches économiques et des sciences sociales en général. Osons espérer qu'il retirera de son effort des bénéfices supérieurs à son coût...

Le plan de cette partie est le suivant :

■ dans un premier temps, nous proposerons une définition rigoureuse de la notion de **services écologiques**, au carrefour des anciennes catégories de « **patrimoine naturel** » et de « **bien environnemental** » qui ont longtemps dominé la réflexion en économie de l'environnement. Nous montrerons en particulier les liens étroits qu'elle entretient avec la question critique des **droits de propriété** individuelle et collective sur l'environnement. Dans un deuxième temps, nous nous interrogerons sur les clés de **passage du capital naturel aux services rendus par les milieux**. Nous plaiderons qu'en l'absence de correspondances « mécaniques » et univoques entre l'état d'un milieu naturel et le niveau des services rendus, il convient d'adopter une **approche ouverte** de cette question. Cette remarque s'applique également à la **monétarisation des services** dans une démarche coûts-bénéfices, une vision excessivement fermée, étroitement « comptable » en quelque sorte, pouvant conduire à de graves erreurs d'appréciation ;

■ dans sa dimension proprement sociologique, l'évaluation des services écologiques a pour but de relier l'état des milieux naturels à diverses catégories relevant du « **bien-être** » humain entendu au sens large. Ce point est au cœur de la démarche du MEA par exemple. Cependant, pour les sciences de l'homme et de la société, ce « bien-être » n'est en rien une sorte de réaction spontanée de la société à la jouissance des milieux naturels mais une **construction historique et culturelle complexe**, résultat de l'architecture anthropologique et sociale organisant la médiation de l'homme à la nature. Au plan de l'évaluation socio-économique des services, cette architecture de médiation peut s'analyser comme une **relation de type offre-demande**. C'est l'objet du troisième temps. Du côté de l'offre, nous insisterons sur le rôle des infrastructures dédiées à la **mise en valeur des milieux** et donc à l'exploitation des services qu'ils fournissent à la société. Du côté de la demande, on mettra en évidence l'**importance des comportements individuels et collectifs** pour une mesure économique du bien-être environnemental ;

- dans tous ces développements, l'évaluation des services est abordée comme un pur outil de connaissance et d'appréciation de la qualité de la relation de l'homme à la nature, sans enjeu politique ou décisionnel particulier. Toutefois, **l'évaluation suppose des critères d'évaluation** et devrait donc contribuer à former des jugements, identifier des problèmes et éventuellement orienter la recherche de solutions à ces problèmes. C'est à cette **dimension politique et décisionnelle** de l'évaluation que l'on va s'intéresser dans un quatrième temps ;
- nous mettrons tout d'abord en garde contre une sorte « d'économisme » naïf pour lequel la monétarisation des coûts et des bénéfices fournirait mécaniquement la clé de construction d'une politique environnementale socialement et écologiquement efficace. La sphère de l'évaluation économique s'insère dans un ensemble plus vaste que l'on dénommera ici « **régime de responsabilité environnementale collective** », régime politique institué par le droit comme par les pratiques sociales et enjeu permanent du débat public. Puis nous mettrons en évidence que dans le contexte d'un tel régime, ce n'est pas « d'évaluation » mais « d'évaluations » des services qu'il conviendrait de parler, les acteurs publics et privés étant amenés à engager des efforts variés d'évaluation de l'impact de leurs actions sur les milieux naturels. Ces divers besoins d'évaluation seront recensés dans le champ de l'action environnementale. Nous montrerons ainsi que l'évaluation répond à deux attentes complémentaires mais partiellement contradictoires des acteurs : d'une part, leur **fournir des outils opérationnels d'aide à la décision** et, d'autre part, **éclairer le débat politique** sur les enjeux de la protection de la nature ;
- ayant identifié ces attentes, nous nous intéresserons ensuite aux formes d'évaluation existantes, formes que l'on classera en trois catégories : **les évaluations « éco-centrées »** produites dans le champ des sciences du vivant et des milieux ; **les évaluations « socio-centrées »** relevant de celui des sciences de la société ; et enfin la « **co-évaluation** », tentative de porter un regard d'ensemble sur les interdépendances entre sociétés et milieux naturels. L'état encore embryonnaire de ces dernières approches plaide bien sûr pour un développement **des démarches interdisciplinaires en sciences de l'environnement**. Il pointe également le développement insuffisant des **approches intégrées de la gestion des milieux** ;
- nous aborderons dans un sixième temps les problèmes plus spécifiques posés par **l'évaluation économique des services écologiques**. La deuxième partie du rapport a largement illustré les connaissances acquises dans l'évaluation des services écologiques à grande échelle. Nous insisterons davantage ici sur les **approches micro-économiques**, plus susceptibles d'application à des échelles **d'hydrosystèmes locaux**. Il existe de nombreux guides méthodologiques détaillant les diverses méthodes disponibles d'évaluation économique environnementale. On ne les reprendra pas ici, notre propos étant davantage de préciser ce qui rapproche et distingue ces méthodes, ainsi qu'apprécier leur **potentiel d'application** dans différents contextes comme leurs **limites** ;
- enfin la septième partie offrira quelques éléments de conclusion et de recommandations quant à la **mise en œuvre opérationnelle de ces méthodes**.

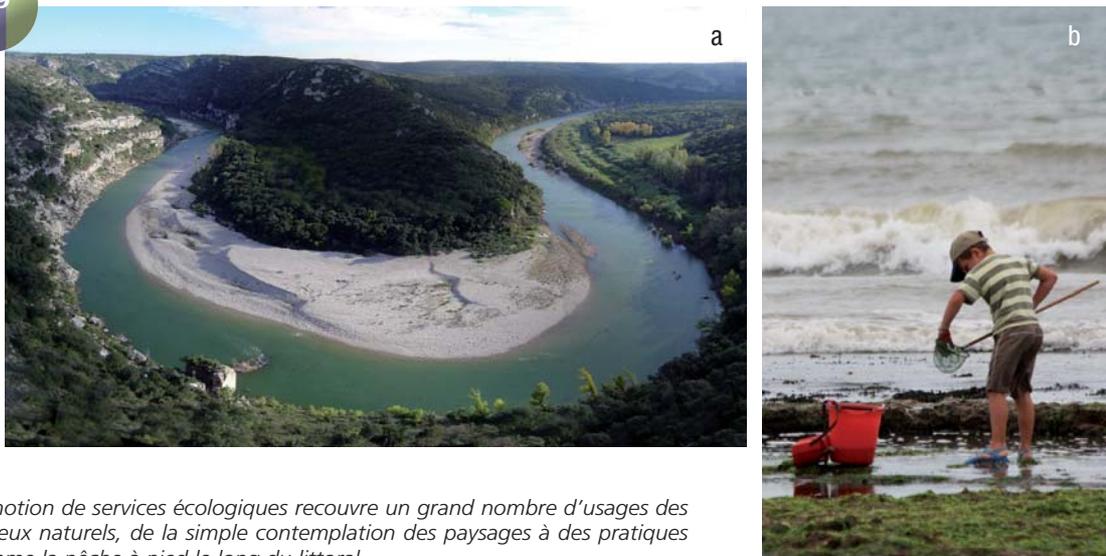
\$(. - +, -. 32 425' ,/24 &/ -) - 6,1 * 24 <
)(. (+* 52 / - 0 0 2 * . 2. 420 =) 2 4+- / > 4?@* A

La notion de **service écologique** tend aujourd'hui à se substituer aux catégories de « **bien environnemental** » ou de « **patrimoine naturel** », développées pour analyser les interactions entre nature et société à partir des années 1970. Elle a l'avantage de clarifier certaines difficultés posées par ces anciennes catégories mais en suscite également de nouvelles. Elle introduit explicitement une distinction entre l'idée de nature comme un **capital**, l'ancienne notion de patrimoine naturel, et comme un espace de production de biens environnementaux, ou plus exactement d'un flux de biens environnementaux. L'environnement naturel peut ainsi être caractérisé par un certain état, état défini sur la base d'indicateurs de fonctionnalité des milieux, et diversement impacté par les activités humaines. A cet état correspond un potentiel de fourniture de services, au sens d'un flux de biens environnementaux, dont la quantité et la qualité dépendent de l'état de l'environnement. On échappe ainsi aux confusions entre éléments patrimoniaux et éléments de production de biens, ou, en d'autres termes, entre éléments de comptabilité de stock (ou de bilan environnemental) et éléments de comptabilité de flux (ou d'exploitation des potentialités de l'environnement), confusions qui obéraient les approches antérieures.

Par ailleurs, la notion de « bien environnemental » était assez floue dans ces approches. Etaient par exemple considérés comme des « biens » la possibilité de contempler des paysages de rivière ou de canyons (on pense à une étude célèbre des bénéfices de visibilité du Canyon du Colorado), de pique-niquer en bordure d'un plan d'eau ou de pratiquer la pêche à pied le long du littoral (Figure 59). Dans tous ces exemples il n'y a pas de production effective d'un « bien » par l'environnement au sens strict mais fourniture d'un service récréatif complexe où l'eau n'est d'ailleurs qu'un élément parmi d'autres. La notion de « service écologique » permet ainsi d'englober dans une perspective commune tant la production au sens usuel de biens environnementaux (abondance des populations piscicoles ou de bois de foresterie par exemple) que la fourniture de services récréatifs complexes.

Figure

59



La notion de services écologiques recouvre un grand nombre d'usages des milieux naturels, de la simple contemplation des paysages à des pratiques comme la pêche à pied le long du littoral.

a © V. Marty - Onema
 b © M. Bramard - Onema



Services écologiques, droits de propriété et d'usage des milieux

Cette notion devrait également permettre de résoudre, au moins en principe, le problème central de la **propriété environnementale**. La question de la propriété implicite est une difficulté classique en évaluation environnementale. Selon qu'on interroge des individus sur leur disposition à payer pour bénéficier d'une amélioration de l'environnement ou pour en éviter la détérioration, on obtient des réponses très dissemblables. Dans le premier cas, on induit chez la personne interrogée l'idée qu'elle n'est pas initialement propriétaire d'un droit à la qualité de l'environnement et qu'il va donc lui falloir l'acheter, tandis que dans le second cas, on lui suggère qu'elle est initialement détentrice de ce droit et qu'on se propose de le lui prendre en détériorant la qualité de son environnement.

Les actifs naturels souffrent de **régimes de propriété très incomplètement définis**, voire inexistants. La notion de services permet une approche juridique plus rigoureuse, en rétablissant la distinction, centrale en Droit, entre **droits de propriété et d'usage**. Si le capital naturel peut être approprié au travers de la propriété foncière, la valeur de ses services ne peut être qu'incomplètement recouverte par les propriétaires : ce sera le cas pour une forêt privée non clôturée par exemple. Mais les services écologiques illustrent largement le cas inverse où l'actif, par exemple une réserve d'eau souterraine, n'est pas approprié, tandis que les services qu'il fournit (production d'eau de source) peuvent l'être et faire ainsi l'objet d'une exploitation commerciale. On est donc conduit à la typologie suivante d'appropriation exposée dans le tableau 11.

Tableau

11

Régimes d'appropriation des services et du capital naturel.

		Capital naturel	
		Appropriés	Non appropriés
Services	Appropriés	Terre et produit agricole cultivé	Pêche maritime
	Non appropriés	Services récréatifs de la forêt	Réchauffement des côtes atlantiques ouest-européennes par le Gulf Stream

Les travaux d'Elinor Ostrom entre autres ont bien montré que selon la combinaison des régimes d'appropriation et de non appropriation des actifs naturels et de leurs services, **la qualité de leur gestion tant au niveau individuel que collectif sera très variable**.

Les recherches sur les régimes de propriété ont évolué en portant de plus en plus d'attention aux questions d'**usage des biens**. Dans une logique d'usage, c'est l'accès au bien ou à l'actif qu'il importe de préciser. Deux genres de considérations organisent cet accès : des considérations de nature **physique** et des considérations de nature sociale, **juridique et culturelle**. Par considérations physiques, on entend des **propriétés intrinsèques** des services : un paysage relève ainsi de la catégorie générale des biens publics au sens où la contemplation d'un paysage n'interdit pas sa contemplation par un autre. On parle d'usages non concurrents dans ce cas (Figure 60).

Figure

60



© L. Mignaux - MEDDTL

La contemplation, un usage non concurrent des paysages ou le paysage comme bien public « pur ».

S'agissant de la production d'eau de source, on parlera de **bien « privé »** au sens où la consommation de cette eau par une personne exclut sa consommation par un tiers. Dans l'espace des caractéristiques physiques des services, on peut donc construire un gradient de conditions d'usages, allant d'usages absolument pas concurrents (biens publics dits « purs ») à des usages mutuellement exclusifs.

A cet espace se superpose un **espace de contrôle social d'accès aux services**. Ce contrôle social a pour fonction de limiter l'accès à ces services (Figure 61), selon un gradient allant de l'interdiction pure et simple à une large latitude d'accès. Le contrôle peut être anonyme, c'est le cas par exemple d'une interdiction totale d'accès à une zone naturelle pour toute personne. Le plus souvent ce contrôle est nominatif, autorisant différents niveaux d'accès à différentes personnes ou groupes identifiés. On parle souvent de **biens « clubs »** dans ce cas, le « club » désignant le groupe d'usagers ayant accès au service.

Figure

61



a - b - c © L. Mignaux - MEDDTL

L'usage des milieux naturels peut être soumis à des règles d'accès.

Les régimes d'appropriation des services et des actifs naturels ont des conséquences importantes pour leur évaluation socio-économique. Dans un **régime de propriété privée**, il est généralement accepté que les propriétaires cherchent à exploiter au mieux de leurs intérêts les actifs qu'ils possèdent. Cela ne signifie pas bien entendu que leurs décisions soient nécessairement compatibles avec l'intérêt général, d'où l'importance d'un contrôle de leurs décisions par la collectivité (problématique des « externalités »). Il est également clair que le propriétaire peut, soit par manque d'information ou de connaissances, soit par négligence ou myopie, prendre de mauvaises décisions quant à la durabilité des services potentiellement fournis par l'actif naturel qu'il possède, y compris vis-à-vis de ses propres intérêts. Ceci justifie que la collectivité impose des normes et des règles quant aux **pratiques d'exploitation** mises en œuvre par les propriétaires (Figure 62). Ces réserves étant



faites, il apparaît toutefois valide d'identifier la valeur des services rendus par un actif approprié à partir des bénéfices qu'en retire le propriétaire, provision étant faite pour les bénéfices collectifs induits, bénéfices qui ne seront eux généralement pas appropriés.

Le cas des services non appropriés est plus délicat à traiter, faute d'une identification simple et directe de leurs

Figure 62



Les codes imposent des normes et des règles pour les pratiques d'exploitation.

bénéficiaires. Les services relèvent dans ce cas de régimes de **propriété commune**, l'actif sous-jacent pouvant aussi avoir une dimension de bien public. La perspective axiomatique traditionnelle de l'économie suppose la rationalité des décisions d'agents maximisant leur bien-être, ce qui permet de justifier l'**identification entre ce bien-être maximal et le bénéfice du service rendu par l'écosystème**. Mais une telle approche ne peut plus s'appliquer dans le cas de services en propriété commune, sauf à considérer une société comme un unique individu réputé rationnel, ce que les économistes se refusent généralement à faire. La conséquence majeure pour l'évaluation des services est, qu'à présent, la valeur attribuable aux services n'est plus dissociable des **modalités politiques, économiques, culturelles et sociales de gestion de ces services par des groupes sociaux particuliers** : communautés rurales, collectifs de pêcheurs ou de chasseurs (Figure 63).

Figure 63



La gestion des milieux dépend souvent de collectifs d'usagers particuliers comme les pêcheurs et les chasseurs.

Dans de nombreux cas, on observe néanmoins que si l'actif sous-jacent n'est pas approprié, ses produits le sont, ce qui permet une mesure au moins approchée de la valeur du service. Ce problème de propriété commune permet de comprendre pourquoi les travaux du Millennium Ecosystem Assessment (MEA) ont introduit la catégorie des services de régulation dans leur typologie. Parmi les grandes catégories de service distinguées par le MEA recensées infra (voir section III.4), les services d'**entretien** relèvent vraiment de la sphère naturelle et ne sont ni appropriés, ni réellement appropriables par la société. Les **services de régulation** renvoient à des fonctionnalités des écosystèmes qui peuvent faire l'objet d'appropriations partielles, le plus souvent sous le régime de la propriété commune. La définition de cette dernière catégorie est malgré tout peu claire car elle tend à confondre régulation sociale et régulation naturelle, au sens des boucles de contrôle internes aux systèmes naturels.

a © D. Pujot - Onema
b © A. Fraval - Inra

Evaluation des services et durabilité

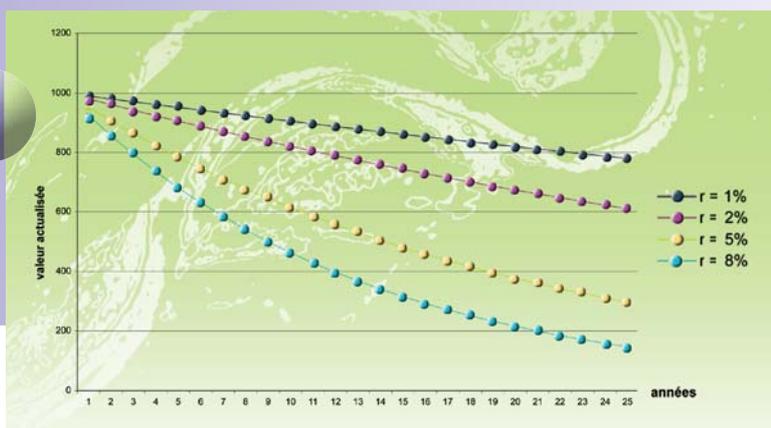
La distinction entre flux et actif permet enfin d'introduire la dimension du temps dans l'évaluation. La valeur de l'actif en tant que capital naturel devrait s'identifier à la **valeur présente du flux de bénéfices** associé au flux de services rendus par l'actif naturel. L'idée de valeur présente suppose d'introduire un critère de comparaison des bénéfices rendus en différents points du temps. Il s'agit de pouvoir les mesurer à une même aune, usuellement le bénéfice futur attendu du point de vue du présent. En pratique, le calcul est effectué en introduisant un taux d'escompte du futur, ou **taux d'actualisation**.

Le choix d'un taux d'actualisation approprié pour mesurer la valeur présente d'un flux de bénéfices a fait l'objet, et continue de faire l'objet, d'innombrables débats parmi les économistes. Un taux d'actualisation élevé minore les bénéfices futurs et donc la valeur de la durabilité d'un actif naturel (Voir encadré). L'attribution mécanique, par le jeu des intérêts composés, d'une importance moindre aux bénéfices des générations futures relativement à ceux des générations présentes soulève également de délicates **questions éthiques**. Cette vision de la dynamique de la valeur des services rejoint bien entendu les préoccupations du développement durable, faisant de l'évaluation des services un enjeu important dans l'appréciation de la durabilité des milieux naturels et de leurs fonctionnalités.

La figure 64 illustre ce que vaudrait aujourd'hui une somme de 1000 € reçue à différentes années dans le futur selon le taux d'actualisation retenu. On considère des taux de 1%, 2%, 5% et 8%.

Le taux de 1% est utilisé dans le rapport Stern pour évaluer les bénéfices futurs d'une politique de lutte contre le changement climatique. Le taux de 2% est souvent retenu comme celui de la « rente perpétuelle » (ou rente « balzacienne »). On l'utilise pour mesurer la valeur future des récoltes de bois sur pied en foresterie. Le taux de 5% est le taux recommandé par le CAS pour l'évaluation des bénéfices futurs des projets publics. Le taux de 8% est l'ancien taux d'actualisation des projets publics pratiqué jusqu'en 2008, date à laquelle le CAS a révisé ce taux à la baisse pour l'établir à 5%.

Le tableau illustre pour ces différents taux d'actualisation la perte de valeur présente d'une somme de 1000 € jusqu'à un horizon de 25 années. Si l'on prend par exemple le taux du CAS de 5%, on voit ainsi que 1000 € de bénéfice environnemental à percevoir dans 25 ans ne représente que 300 € de bénéfice du point de vue d'aujourd'hui. C'est ce bénéfice de 300 € qu'il conviendrait de comparer au coût d'une mesure de protection de l'environnement engagée aujourd'hui et susceptible de produire un bénéfice environnemental de 1000€ dans 25 ans.



De manière générale, la substitution de la notion de services écologiques à la catégorie de bien environnemental déplace l'attention des conditions de l'**expression d'une demande sociale** pour l'environnement vers les conditions d'une offre de services par les milieux naturels.

Ce déplacement doit toutefois être vu comme une amélioration des démarches antérieures, surtout centrées sur la demande, et pas comme une approche de substitution conduisant à négliger l'importance de la demande au profit de l'offre. C'est une tentation à laquelle il faut résister, en particulier dans l'optique d'un développement de l'**ingénierie écologique**, par nature plus portée vers la gestion de l'offre de services naturels que vers ses conditions de valorisation socio-économique.

E* / (F, + () . (+ * 52) (* A 425' , / 24 52. 3 * 4

Avant d'engager la discussion centrale des liens entre l'« état écologique » d'un actif naturel, et la nature et la qualité des services qu'il fournit, point critique de l'intérêt d'une démarche d'évaluation des services écologiques au bénéfice de la protection de l'environnement, il convient de poursuivre la réflexion, engagée dans la seconde partie, sur la notion d'écosystème elle-même et ses limites.

Une approche ouverte de la notion d'écosystème

On peut avoir une vision des milieux comme assimilable à un graphe fermé de processus en interaction. Bref la dimension « système » serait première pour définir ce qu'on entend par écosystème, au sens d'un **réseau serré de relations fonctionnelles entre organismes et habitats**. Mais cette vision étroitement « systémique » est critiquable.

De nombreuses espèces n'interagissent que fort peu directement au sein d'un milieu naturel donné. Par ailleurs **les organismes peuvent transiter d'un habitat vers un autre** ou se rencontrer dans des habitats de types divers. En d'autres termes, on ne devrait pas confondre présence d'une espèce particulière au sein d'un habitat et appartenance de cette espèce à cet habitat. Par ailleurs les relations entre organismes relèvent souvent de la **co-présence**.

On retrouve ici des catégories usuelles de la sociologie urbaine. Une ville résulte de l'articulation de processus de co-présence, de mise en commun de ressources disponibles en un lieu donné et d'interactions sociales. Les habitats (et non plus les écosystèmes) présentent des caractéristiques analogues aux villes, le voisinage d'espèces ou d'organismes variés au sein d'un habitat donné ne faisant pas nécessairement système, au sens où les voisins d'un même immeuble peuvent parfaitement se côtoyer sans se connaître et que leur co-présence en un même lieu de vie ne fait pas « système ». Il existe d'ailleurs des modèles qui reconnaissent cette dimension de simple cohabitation des espèces dans un écosystème (Hubbel, 2001).

L'analogie urbaine est également utile pour identifier les clés d'articulation entre capital naturel et services écologiques (Figure 64). Une ville est typiquement une infrastructure (un capital donc) de mise à disposition de services (habitat, éducation, santé, commerce, communication, transport) au bénéfice de ses habitants. Une part non négligeable de l'activité des résidents urbains est consacrée à l'entretien et au développement de cette infrastructure, soit pour leur compte propre soit pour celui de la collectivité.

Figure

64

LES LIGNES DE FORCE DU SCHEMA DIRECTEUR REGIONAL

a



a © DREIF
b © S. Mougenez - Onema



Les habitats, et non plus les « écosystèmes », présentent des caractéristiques analogues à celles des espaces urbains.



Poursuivant l'analogie, on peut remarquer que l'analyse de la valeur de continuité entre habitats (la constitution de « trames » vertes ou bleues) s'apparente tout à fait au raisonnement de la construction de voies de communication entre agglomérations ou du désenclavement de zones d'habitation (Figure 65). Il apparaît donc intéressant de s'interroger sur la possibilité de dépasser l'analogie et de tenter d'identifier de véritables homologues entre habitats naturels et concentrations urbaines. De telles homologues permettraient de mobiliser le riche potentiel de la géographie urbaine et de l'économie spatiale et géographique pour porter un regard très nouveau sur la gestion des milieux naturels.

Figure

65



a © P. Mangeot - Onema
b © C. Maître - Inra

La valeur de la continuité écologique s'apparente au raisonnement de la construction de voies de communication.

Ces quelques remarques plaident pour une **approche ouverte de l'appréhension des relations** entre « capital naturel », au sens des écosystèmes présents dans la nature, et les services qu'ils fournissent. On voit en particulier que dans certaines situations, une approche de la gestion des milieux consistant à expliciter finement toutes les interactions entre les organismes vivants qui les peuplent peut s'avérer trop lourde et complexe à mettre en œuvre. **Dans une optique de gestion, des analyses en quelque sorte « synthétiques »**, ne reprenant que les traits écologiques essentiels des écosystèmes, peuvent utilement orienter les gestionnaires vis-à-vis d'enjeux comme le rétablissement de continuités entre milieux ou le maintien de leurs capacités de résilience.



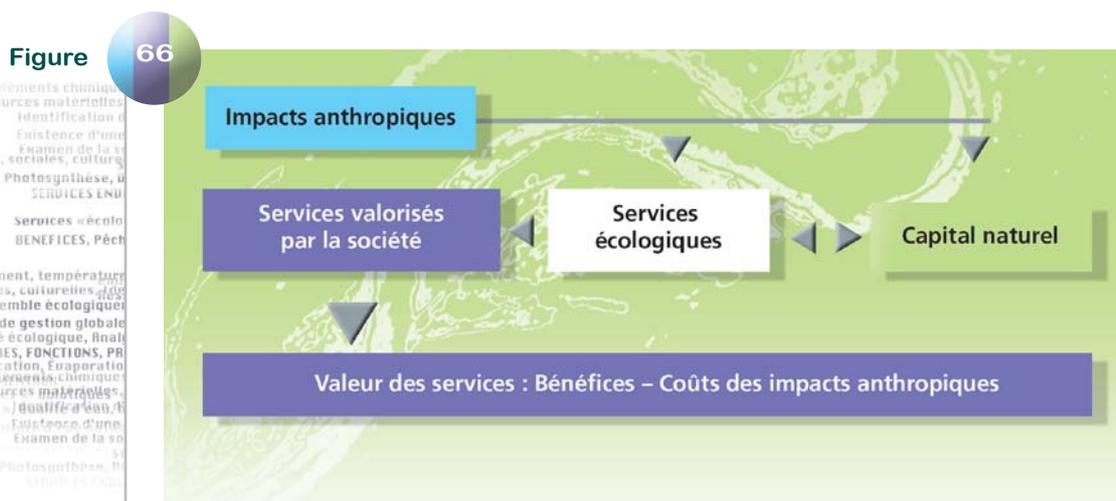
Les services de régulation au carrefour entre capital naturel et services

Pour appréhender la relation entre capital naturel et services écologiques, il faut introduire dans la réflexion les **services dits de « régulation »** dans la typologie du MEA. L'activité humaine, par exemple l'agriculture, ayant pour conséquence de modifier, voire de créer artificiellement (dans le cas de l'aquaculture, de l'élevage hors-sol ou encore de la culture sous serre) des boucles de régulation des processus naturels, cette catégorie de services est d'un maniement délicat, **la plupart des systèmes naturels étant aujourd'hui soumis à l'influence humaine**. Les organismes vivants sont des gestionnaires de ressources biophysiques et d'information sur la manière de les gérer, également dotés de capacités d'auto-réplication. Les services dits de « régulation » sont en fait un complexe formé de processus bio-géo-chimiques (comme les grands cycles par exemple) et des résultats des activités de gestion de leur environnement bio-physique par les êtres vivants.

Par conséquent, même en éliminant temporairement l'homme du paysage, **il s'agit d'une catégorie de services s'inscrivant à différentes échelles spatiales et temporelles** et, de fait, assez peu comparables les uns avec les autres. L'idée est qu'au-delà des interactions directes entre organismes au sein d'un écosystème (compétition, prédation ou parasitisme par exemple), les relations au sein du vivant se développent selon **différents canaux de médiation partiellement physiques et partiellement proprement biologiques**. La deuxième partie du rapport a largement éclairé cet aspect ainsi que la manière dont on pouvait aborder l'évaluation socio-économique des services écologiques dans leur ensemble.

Evaluation et analyse coûts-bénéfices

On attend aussi de la démarche d'évaluation qu'elle permette de mesurer tant les « coûts » que les « bénéfiques » écologiques des impacts anthropiques sur les milieux naturels. A cet égard, il faut être conscient du **caractère éventuellement réducteur de la démarche d'évaluation** dans une optique de gestion des milieux. Les impacts humains portent directement sur les actifs naturels et sur les niveaux de services écologiques mais seulement indirectement sur les usages humains de ces services. **Une large part de ces impacts restera donc en quelque sorte « à la charge » des milieux naturels**, sans contrepartie d'un montant équivalent en termes de pertes de services pour la société. La figure 66 illustre ce problème dans une optique coûts-bénéfices de gestion des milieux naturels.



Analyse coûts-bénéfices des services et des impacts anthropiques.

.Les coûts des impacts anthropiques sont appréciés en termes de **pertes de bénéfices potentiels** des services écologiques valorisés par des usages. L'approche est variationnelle : pour une variation donnée des impacts, on mesure, via ses effets sur le complexe capital-services écologiques, les conséquences de cette variation sur les services aux usagers. C'est la valeur économique associée à cette variation qui sert de base pour évaluer le « coût » des impacts. **Les effets « internes » à la sphère naturelle ne sont pris qu'indirectement en compte dans le calcul**, uniquement dans la mesure où ils influencent le niveau des services rendus par les milieux à l'homme.

La question du temps long

On peut partiellement pallier ce problème en s'intéressant aux effets des **impacts anthropiques dans la durée**. En effet, la mesure des bénéfices écologiques sur la base de variations de flux de services ne mesure que des effets de court terme. La mesure des impacts sur le capital naturel lui-même requiert des mesures des effets sur les flux dans le temps. Il ne s'agit pas là que d'un simple problème d'éventuels effets retardés, l'impact anthropique ne faisant pas immédiatement sentir ses effets sur les flux de services associés au capital naturel. Plus profondément, on a vu que la valeur d'un capital naturel s'identifiait à la valeur du flux de bénéfices rendus par les services qu'il procure. Apprécier correctement les coûts des impacts anthropiques requiert en conséquence de s'intéresser à leurs effets sur toute la durée de temps où le capital naturel est susceptible de rendre des services, typiquement une durée longue qui peut s'étendre sur plusieurs siècles.

Il existe une certaine tendance chez les gestionnaires à penser l'évaluation comme un exercice de mesure « une fois pour toutes », avec quelques réactualisations périodiques des chiffres clés mais sans réelle réflexion sur la dynamique des services en tant que telle. Dans une optique de détection de signaux « faibles » à court terme mais aux conséquences beaucoup plus importantes à long terme, il s'agit au contraire de **favoriser la mise en place de véritables observatoires de l'évaluation environnementale pérennes**, capables de conduire des suivis dans la durée longue tant de la dynamique des milieux que des impacts anthropiques auxquels ils sont soumis. Ces observatoires des écosystèmes sont aujourd'hui peu développés et mériteraient qu'on s'y intéresse.

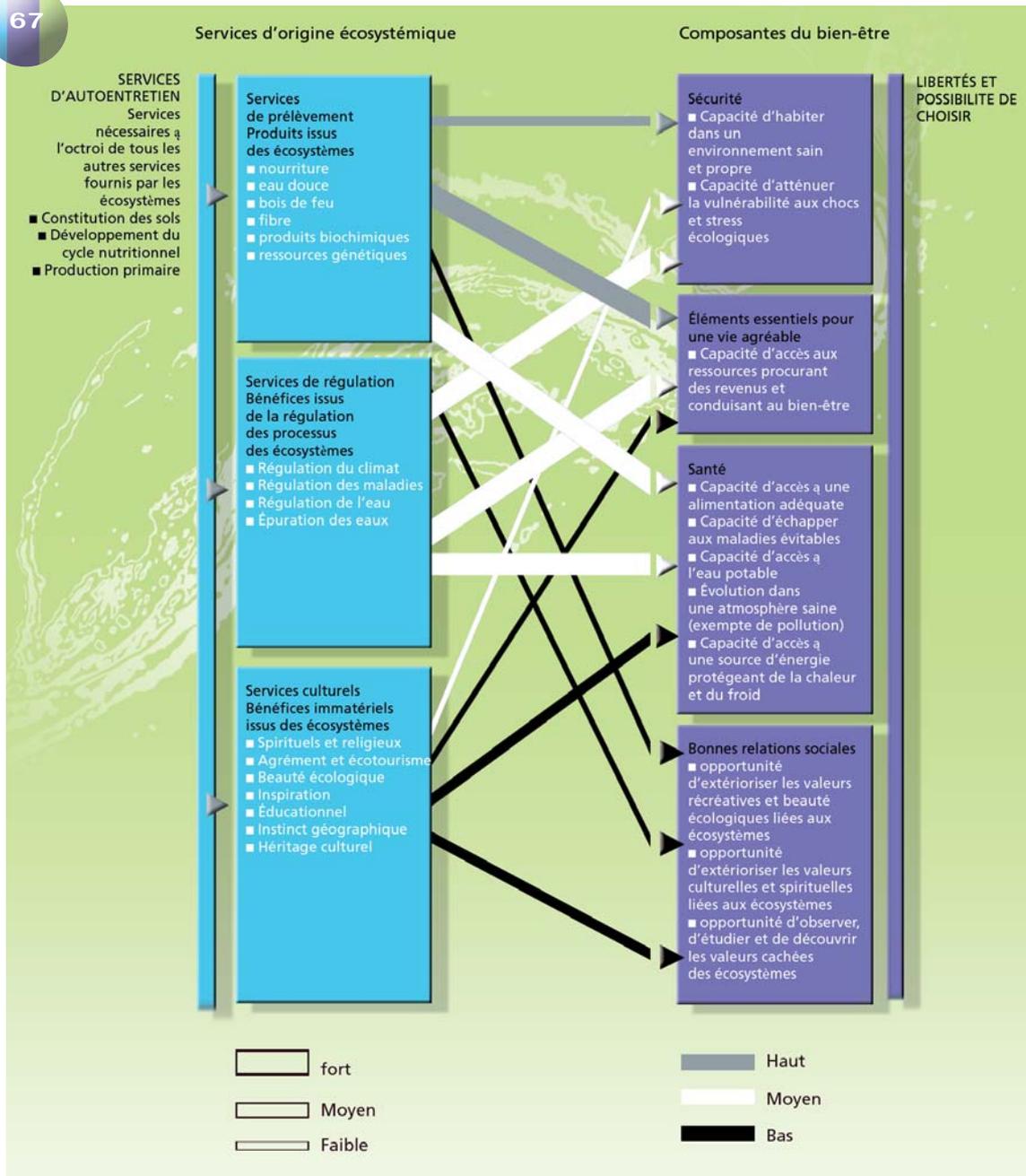


! " # \$ % & ' () * + , - . \$ "

La typologie du MEA se fonde sur une matrice de liens entre services écologiques et des catégories socio-économiques relevant du « bien-être » entendu au sens large. Ce bien-être est approché selon différentes dimensions : consommation et usage des ressources naturelles, effets sur la santé, satisfaction esthétique, sécurité alimentaire et environnementale. La multiplicité de ces dimensions soulève de difficiles problèmes de comparaison et de synthèse dans une perspective d'évaluation globale des services écologiques (Figure 67).

Figure

67



Les bénéfices tirés des écosystèmes et leurs liens avec le bien-être humain (d'après le world resources Institute, 2003 et le rapport du Millennium ecosystem assessment, 2005).

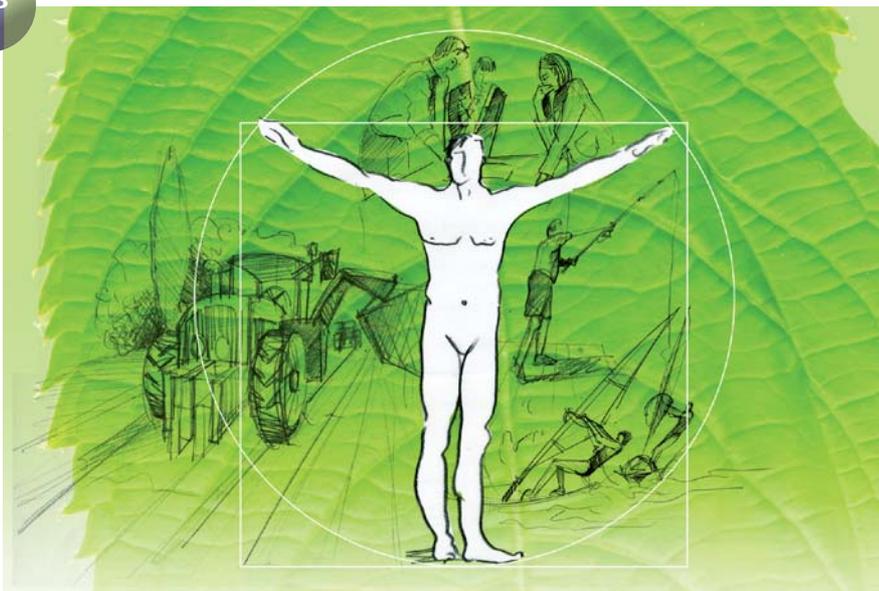
La médiation homme-nature comme une relation offre-demande

Ceci amène à évoquer un des manques majeurs de l'analyse du MEA : le défaut de prise en compte de l'architecture – socialement, culturellement, économiquement et techniquement construite – organisant et régulant la médiation entre l'homme et son milieu naturel. Cette architecture est composée de trois éléments essentiels :

- une infrastructure socio-technique d'accès aux services écologiques ;
- une interface de représentations et de mise en relation socio-culturelle et socio-psychologique de l'homme à la nature ;
- et enfin un système de médiation entre groupes et individus (Figure 68) au travers de l'usage des milieux naturels (marchés, institutions, régimes de propriété, régimes légaux de responsabilité environnementale).

Figure

68



La médiation entre l'homme et son milieu naturel.

Pour compliquer l'analyse, cette architecture a une histoire, ou plutôt des histoires diverses selon l'aire socio-culturelle considérée, et une histoire toujours active au travers d'évolutions et de remaniements permanents.

Il est important de noter que l'architecture de médiation entre sociétés humaines et milieux naturels influe sur la valeur des services écologiques au travers de l'ensemble de ses trois composantes : socio-technique, socio-culturelle, et socio-politico-économique. En d'autres termes, les services écologiques n'expriment qu'un potentiel de valorisation sociétale, la concrétisation de ce potentiel reposant sur l'architecture de la médiation homme-nature. Rendre compte de l'ensemble des dimensions anthropologiques et sociales impliquées dans cette concrétisation nous entraînerait trop loin. En se restreignant à l'essentiel pour une approche de la valorisation socio-économique des services écologiques, on peut dire que l'interface de médiation va produire une instance locale dans l'espace géographique, social et historique d'une relation de type offre-demande.

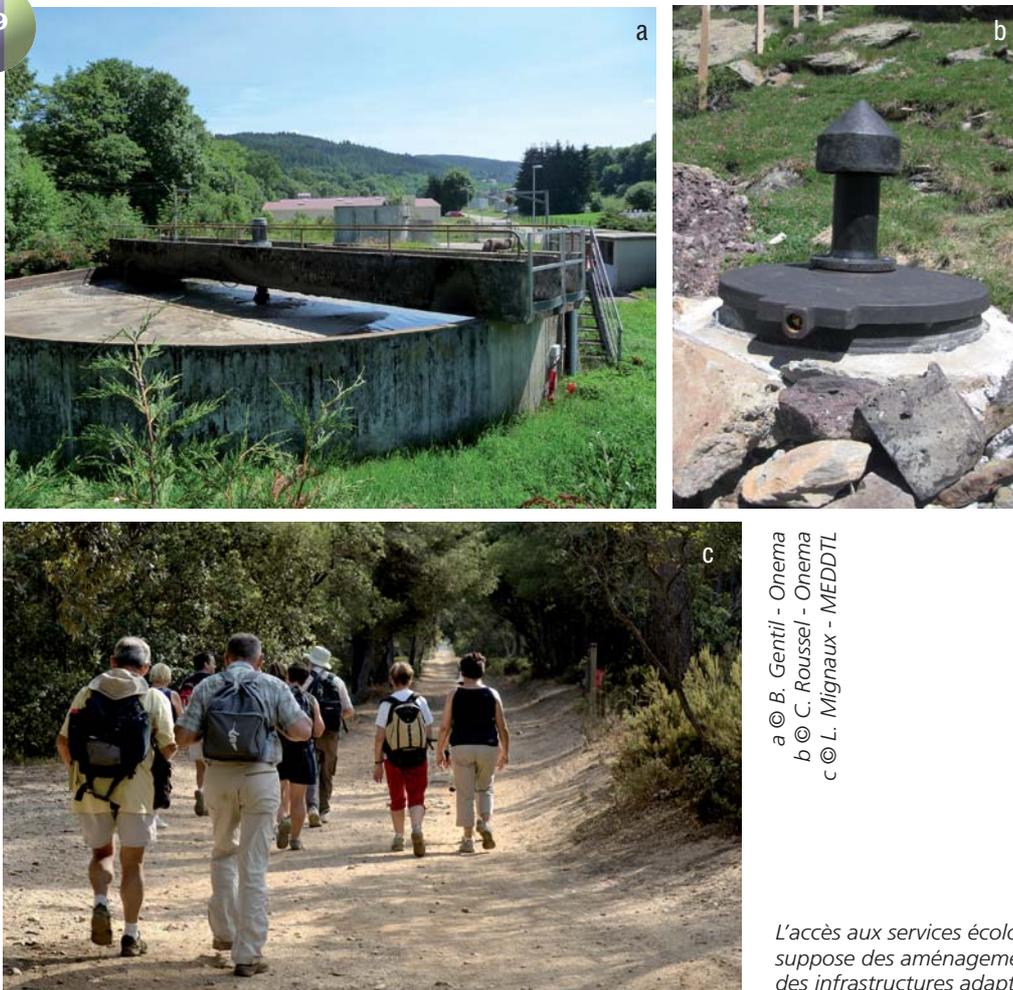
L'évaluation de l'offre de services écologiques

Du côté de l'offre, le degré de développement social et technique des groupes humains va permettre une certaine mise en valeur des services rendus par les milieux naturels. Cette mise en valeur consiste premièrement en la capacité d'accéder aux services. Valoriser un parc naturel suppose des routes pour s'y rendre ainsi que des chemins de randonnées pour pouvoir le parcourir. Accéder à l'eau potable suppose des réseaux de distribution,

des installations de pompage et d'épuration des eaux brutes ainsi que des systèmes de traitement des eaux usées. (Figure 69). C'est ce qui nous a amené à distinguer dans la seconde partie la notion de services écologiques au sens strict de celle des **bénéfices** tirés des écosystèmes, cette dernière notion incluant effectivement ces différents investissements humains nécessaires pour bénéficier des services écologiques. On remarque en outre que ces interventions techniques idoines peuvent elles-mêmes impacter, positivement

Figure

69



a © B. Gentil - Onema
 b © C. Roussel - Onema
 c © L. Mignaux - MEDDTL

L'accès aux services écologiques suppose des aménagements et des infrastructures adaptées.

ou négativement, ces services : **la mise en valeur est bien souvent destructrice de valeur pour les milieux fragiles préservés** qu'elle rend accessible et cela indépendamment des conséquences éventuelles d'une sur-fréquentation.

Si la question ne concerne plus les milieux accessibles depuis longtemps, elle se pose pour l'aménagement de **sites préservés**, la valeur de ces sites devant au moins en principe être mesurée en termes nets, c'est-à-dire en tenant compte des pertes de bénéfices que la mise en accès va entraîner.

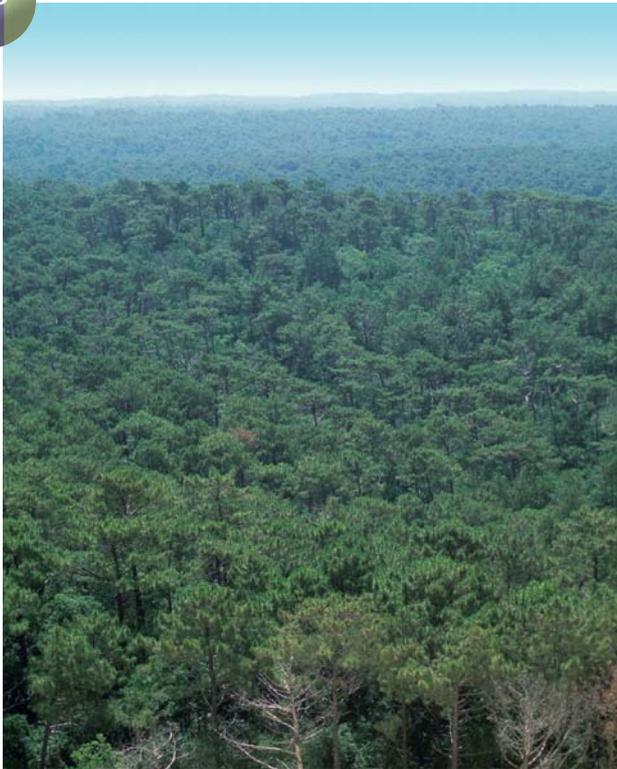
Au-delà de l'accès, la mise en valeur va impliquer **différentes opérations d'aménagement et de transformation** destinées à maximiser le potentiel de valorisation socio-économique des services. Une source d'eau minérale naturelle va être équipée d'installations d'embouteillage et de distribution ou encore d'installations thermales. Les actes d'aménagement peuvent porter sur le **capital naturel** lui-même comme dans la constitution de zones de frayères ou la mise en place de ressources dans le milieu : alevinage ou lâchers de faune dans les réserves de chasse. La mise en valeur touristique est un autre exemple de vecteur d'aménagement structurant les caractéristiques des environnements offerts aux usagers. L'aménagement peut aussi concerner les **flux de services** soit pour en accroître le volume, soit pour en améliorer la qualité, la sylviculture et l'agriculture en constituent des exemples emblématiques. Différents points intéressants notre discussion sont à noter.

■ Des services primaires aux services secondaires complexes

La mise en valeur ne concerne pas un seul service écologique. La plupart du temps elle vise à construire un **service complexe** par combinaison et actions spécifiques sur différents services. La mise en place du massif forestier landais (Figure 70) a ainsi abouti à la création d'un paysage pérenne caractéristique capable de protéger les terres contre les mouvements des dunes (service de régulation), tout en installant un écosystème original viable (service d'auto-entretien), susceptible de valorisation socio-économique (service de prélèvement). La mise en valeur conduit donc à la mise en place d'une **offre de services** « secondaires » de fait dérivés des services écologiques « primaires », services qui vont alors jouer un rôle de **services-supports**.

Figure

70



© J. M. Bossenne - Inra

La mise en valeur forestière de la région landaise à partir du XIX^{ème} siècle, un exemple de création par l'homme d'un écosystème « naturel », fournisseur de nombreux services écologiques complexes.

Outre leurs impacts écologiques propres, les actes d'aménagement sont généralement coûteux tant en termes de coûts d'infrastructure que de coûts de fonctionnement et de maintenance. Étant par nature des équipements à **vocation générale multi-services**, l'imputation à des services particuliers de ces coûts fixes d'infrastructure et de maintenance globale est en principe impossible. Pour cette raison, l'exercice d'évaluation économique des services va en fait consister à mesurer des valeurs dérivées des services secondaires produits à partir des infrastructures de mise à disposition des services écologiques primaires, **sans prise en compte explicite des coûts de ces infrastructures**. Ceci représente une limite sérieuse dans la perspective d'un bilan coût-bénéfice complet.

Relevons le paradoxe sous-jacent. Pour les défenseurs de la nature, l'évaluation devrait conduire à apprécier à leur « juste » valeur les bénéfices rendus à l'homme par les services écologiques. Mais il n'est pas possible à toutes fins pratiques de **distinguer ces bénéfices des bénéfices produits par les opérations d'aménagement** et de mise en valeur ayant permis de les faire exister. En d'autres termes, entre deux milieux naturels d'intérêt écologique comparable mais dont l'un est accessible et aménagé et l'autre ne l'est pas, le premier fera apparaître des bénéfices « écologiques » significatifs là où le second n'en produira pratiquement pas, conduisant à la conclusion paradoxale qu'il faudrait aménager les milieux naturels si l'on souhaite les préserver comme producteurs de bénéfices écologiques.

Par ailleurs, de par sa conception même, reflet de possibilités technologiques datées et de notre connaissance imparfaite des milieux naturels, la mise en valeur va induire des contraintes spécifiques sur les modalités d'accès et de mobilisation des services écologiques. La gestion environnementale est ainsi en **tension permanente entre des objectifs de protection de milieux et des objectifs d'aménagement** visant à améliorer l'accès et l'exploitation des services rendus par ces mêmes milieux. La mise en valeur possède aussi sa dynamique propre sous l'effet du progrès des techniques et des connaissances scientifiques. Enfin l'offre n'ignore pas la demande et l'aménagement évolue en fonction de l'expression de **nouveaux besoins** ou de demandes nouvelles adressées aux services rendus par les milieux naturels.

En conclusion, **l'accès aux services écologiques est rarement direct**. Il s'opère au travers d'interfaces d'aménagement spécifiques. Cette interface a pour effet d'assembler à une échelle le plus souvent locale divers **services** primaires pour produire des **services élaborés** qui sont les objets réels de la valorisation sociale des services écologiques.

L'évaluation de la demande pour les services écologiques

Tournons nous à présent vers les modalités d'expression de la demande pour l'environnement. On a déjà évoqué le fait que l'essentiel des études d'évaluation environnementale avaient historiquement porté sur la demande de biens environnementaux. Il convient maintenant de mieux préciser le propos de cette démarche.

De la mesure des impacts à l'analyse des comportements

Les études des demandes avaient elles-mêmes succédé à des approches plus anciennes inspirées des **modèles dose-réponse** que l'on rencontre en écotoxicologie ou en épidémiologie. Ces derniers s'appuyaient sur la notion de « **fonction d'impact** », ici l'impact sur l'homme des caractéristiques biologiques et physico-chimiques de son environnement. A ces impacts on peut associer des coûts en termes de morbidité ou de risques sanitaires.

Les sciences humaines et sociales, si elles ne rejettent pas complètement l'intérêt de telles approches, en limitent sérieusement la portée, au motif qu'elles ne prennent pas suffisamment en compte **les comportements individuels ou collectifs** face aux risques environnementaux. A ces approches, elles vont typiquement préférer des démarches explicitant le rôle des comportements dans l'exposition au risque et plus généralement dans l'étude des relations entre l'homme et son environnement (Figure 71).

Figure 71



© B. Saurel

La gestion des risques est surtout affaire de compréhension et d'action sur les attitudes et les comportements individuels ou collectifs face aux risques.

Les approches plus strictement économiques procèdent quant à elles de l'idée que les comportements expriment l'intérêt (ou la « valeur ») des caractéristiques de l'environnement pour les individus ou les sociétés. C'est le principe de la « **préférence révélée** », ici révélée par les comportements de consommation (ou de non consommation) de biens et services environnementaux.

La première force de cette démarche vient de son potentiel d'application. Les individus étant dans cette optique censés vouloir tirer le maximum de bénéfices en termes de bien-être de leurs possibilités d'accès aux services écologiques, les stratégies qu'ils vont mettre en œuvre pour atteindre cet objectif informent sur la valeur qu'ils accordent aux milieux. Il est en général très difficile et à la limite impossible de mesurer directement le bien-être retiré par la société des milieux naturels. Il est par contre possible d'**observer les comportements** : fréquentation, pratiques de loisir, exploitation économique, et ainsi d'en inférer indirectement le bien-être induit, bien-être qui peut être ensuite rapporté aux services qui le suscitent.

Le second avantage de cette approche vis-à-vis des méthodes s'appuyant sur des fonctions d'impact est qu'elle ne fait pas l'hypothèse implicite que la relation homme-nature met en présence un individu « moyen » au regard de constantes biomédicales ou sociales et un milieu « ambiant » également « moyen ».

Les comportements face à la nature sont éminemment variables d'une personne à une autre, reflet de la variabilité des milieux comme des attitudes ou préférences des individus pour l'environnement ou encore de leurs caractéristiques socio-économiques propres :

- niveau de revenu ;
- d'éducation ;
- sexe ;
- âge ;
- type de mode de vie.

En d'autres termes la démarche de l'évaluation de la demande environnementale ne se contente pas d'estimer un bien-être « moyen » mais vise à construire une **distribution du bien-être**, dont l'analyse de la variance est particulièrement informative quant aux relations entre l'homme en société et son environnement.

Le rôle des approches comportementales dans l'évaluation des services

Il résulte de ces remarques que la démarche d'évaluation environnementale basée sur la demande va reposer en fait sur une **étude des comportements individuels et sociaux**. Les approches comportementales connaissent aujourd'hui un développement considérable en économie, comme dans d'autres sciences de l'homme et de la société. Elles tendent à dépasser le paradigme traditionnel de la préférence révélée, qui a montré ses limites, en introduisant des notions nouvelles comme le « framing », ou « formatage », des préférences.

Le syndrome dit « de Stockholm » en est un exemple bien connu où la victime d'un kidnapping s'éprend de son ravisseur. Dans un contexte de stress psychologique extrême, cette attirance paradoxale est une option de résistance offerte à la victime lui permettant de transformer mentalement une situation désagréable en situation désirable. L'attitude des fumeurs face à leur dépendance en est un autre exemple bien connu. Il s'agit de points clé dans l'analyse contemporaine des attitudes face au risque et du **comportement de précaution** en particulier. L'idée est que les **comportements ne sont pas neutres quant au bien-être qu'ils visent**. Ils exercent une action de formatage sur les préférences et influent sur le contenu cognitif des problèmes de décision auxquels font face les individus.

Ce genre de phénomène a peu d'enjeu lorsqu'il s'agit de services écologiques simples, comme la valeur attribuée à une eau brute de qualité baignade ou à un paysage de bord de lac par exemple. Par contre, si l'exercice d'évaluation concerne la mise en place de plaines inondables ou l'imposition d'une politique de débits réservés visant à prévenir l'effondrement des populations piscicoles en cas de sécheresse, l'acceptabilité sociale et individuelle de telles actions va dépendre de la manière dont les acteurs, les citoyens, les riverains et les usagers de la ressource vont construire mentalement le problème et s'en approprier les enjeux environnementaux. Les approches comportementales prennent alors tout leur intérêt dans de tels contextes.



La contamination des eaux brutes, et plus encore les problèmes suscités par ce qu'il est convenu d'appeler les « nouveaux » contaminants (Figure 72), résidus médicamenteux, composés organo-métalliques, est très certainement un des lieux privilégiés d'application des approches comportementales. Plus que leur comportement de choix de boisson, eau du robinet ou eau minérale, c'est l'opinion des individus quant à l'importance du problème qui est ici en jeu.

Figure

72



© M. Carrouée - Onema

Les résidus médicamenteux dans l'eau soulève la question de la perception du danger par l'opinion publique et son influence sur la décision politique au-delà des risques objectifs de ces contaminants.

La manière dont les individus perçoivent le danger suscité par ces contaminants exerce une pression en retour sur les décideurs politiques. Elle peut conduire ces derniers à engager des actions très coûteuses pour réduire des risques éventuellement très faibles, au détriment d'autres actions plus profitables aux milieux naturels, mais perçues à tort comme moins urgentes par l'opinion publique. Ce type de situation constitue une question de recherche importante pour les sciences sociales, à côté des démarches éco-toxicologiques visant à apprécier les risques objectifs que font peser ces contaminants sur la santé humaine ou l'état des milieux naturels. On retrouve là un élément familier dans le débat sur la mise en œuvre du principe de précaution.

De la demande à la valeur des services écologiques

Tenant pour acquis que parler de demandes, c'est parler de comportements de demande adressés à l'environnement, précisons la manière dont l'expression de ces demandes va influencer la valeur attribuée aux services écologiques. Passons sur le fait que cette expression se fait au travers de dispositifs socio-techniques divers : se rendre dans une zone humide suppose de disposer d'un moyen de transport, généralement une automobile, pratiquer les loisirs nautiques nécessite des équipements adaptés. Deux points importants doivent être relevés :

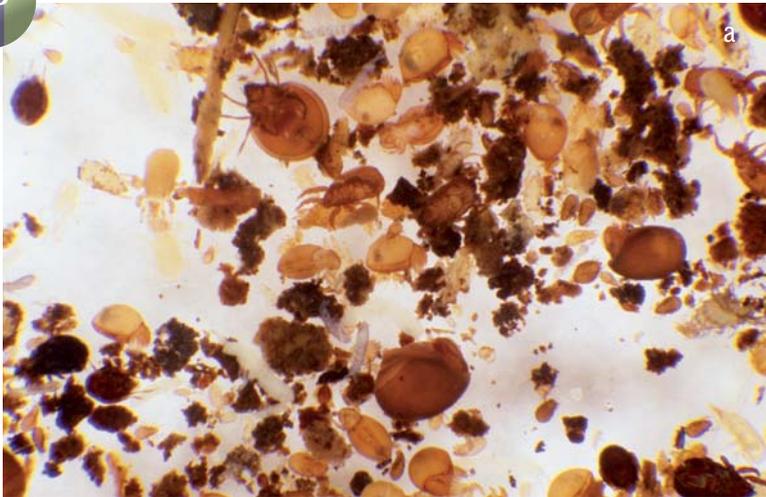
- tout d'abord, la **demande influence l'offre de services** et donc le complexe de services primaires qui va être réellement valorisé socialement. La demande étant mobile, sujette à des phénomènes de mode et dépendante du temps disponible pour les loisirs ou les niveaux de revenus, on peut faire la même remarque qu'en ce qui concerne l'offre sur la nécessité de suivis dans la durée des valeurs attribuées aux services si l'on veut parvenir à une mesure un peu stable de la valeur à partir des services secondaires ;
- ensuite, la demande influe beaucoup sur les niveaux de mobilisation des services mais **elle peut également porter sur l'existence même de ces services**. C'est le problème difficile de l'identification et de la mesure de valeurs « d'existence » attribuables aux services écologiques. Cette question a beaucoup attiré l'attention des économistes depuis une vingtaine d'années. Si la profession s'accorde sur leur importance dans un exercice d'évaluation, elle diverge beaucoup quant à la manière de les prendre en compte et sur le statut qu'elles devraient avoir dans une démarche d'évaluation, à côté de mesures plus classiques liées à l'usage effectif des milieux.

686,0 24 32 524F - . 4(=,)+& 2. ' ,5- . . 20 2. +()2 / -))2/+,' 2

Plus profondément, la notion de valeur d'existence amène à dépasser le paradigme utilitariste classique des économistes pour interroger plus précisément la notion de « valeurs ». Sans entrer dans les aspects importants pour les sciences humaines de cette notion, remarquons qu'elle nous introduit à la **question du politique dans une logique d'évaluation**, politique entendu ici au sens large de la conduite collective des affaires de la cité. L'expression de demandes privées pour l'environnement ne couvre que très partiellement le champ des valeurs environnementales. Il existe des services écologiques importants pour la durabilité des milieux qui ne font l'objet d'aucune demande solvable (Figure 73).

Figure

73



a-b © M. Fouchard – Inra

L'activité de la faune du sol est vitale mais ne fait pas l'objet de demande de la société.



Par ailleurs, les impacts des activités humaines sur l'environnement sont autant d'effets externes négatifs qui doivent être gérés à l'échelle collective faute de prise en compte correcte de ces effets par les acteurs individuels.

Plutôt que d'invoquer d'hypothétiques demandes « sociales » pour les services écologiques, **il est plus pertinent de poser le problème sous l'angle des enjeux pour la collectivité de la protection des milieux.** L'expression des systèmes de valeurs des groupes sociaux dans le champ politique se traduit par une matrice d'objectifs, de moyens et de contraintes pour l'action collective. De même qu'un tout n'est pas toujours la somme de ses parties, la valeur attribuée à l'environnement par une collectivité ne se réduit pas à la somme des valeurs attribuées par chacun de ses membres à sa protection. Cette valeur collective peut impliquer les générations futures, encore à naître, elle peut aussi correspondre à **l'expression d'une conscience collective de notre responsabilité environnementale.**

Dans toute société, de nombreuses normes et régulations ne peuvent se justifier par un calcul balançant leurs coûts et leurs avantages rapportés au niveau de chaque individu puis additionnés sur leur ensemble. En ce sens, **la valeur de l'action collective (Figure 72) est en partie autonome au champ du calcul utilitariste** qui inspire l'essentiel des méthodes économiques d'évaluation environnementale.

Figure



a - b © L. Mignaux - MEDDTL



La valeur sociale de l'action en faveur des milieux naturels ne se résume à ses seuls bénéfices immédiats pour chaque individu pris isolément et inclut des bénéfices pour la collectivité dans son ensemble comme pour les générations futures, encore à naître.

La logique de l'action collective n'échappe pourtant pas complètement au **champ de la monétarisation** : les politiques publiques ont un coût à la fois direct et indirect en termes de contraintes imposées à la satisfaction des désirs individuels, via la loi et l'impôt, ou de rentabilisation de l'activité économique. Elles ont également des

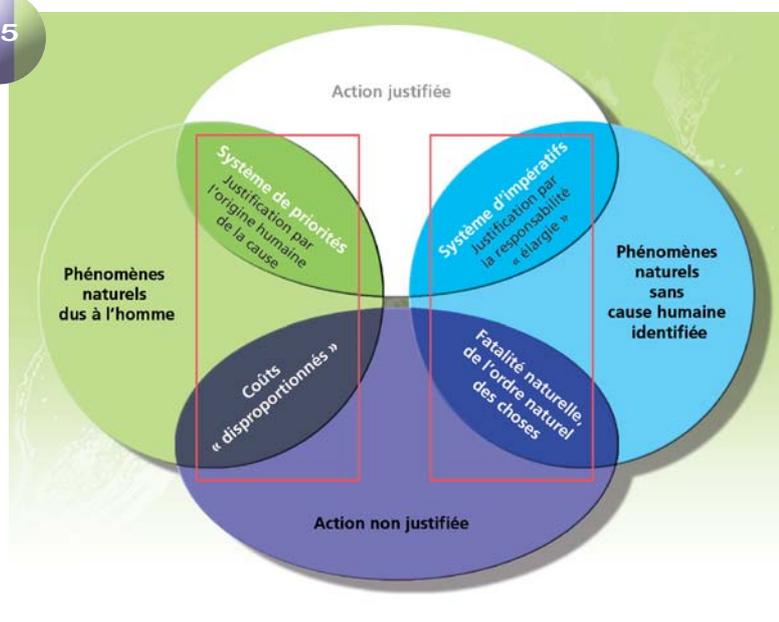


bénéfices collectifs mais leur imputation entre les individus est de fait impossible à faire en général. Il en résulte que l'analyse coûts-avantages de l'action publique ne peut à elle seule justifier ou invalider cette action et doit être conçue comme un guide important mais pas unique de nos choix collectifs. Cette relativité ou valeur relative de l'évaluation ne devrait pas conduire à restreindre le champ de l'évaluation qu'à ce qui peut en être immédiatement mesuré en tant que conséquences socio-économiques de l'action publique. Il convient au contraire de l'étendre à la question de la **valeur sociale des normes et règlements** qui vont organiser l'action collective en faveur des milieux naturels.

Ces normes, lois et règlements sont en fait la concrétisation d'un certain régime de **responsabilité environnementale collective**. Ce régime s'appuie sur une **doctrine de la responsabilité** fondée sur deux termes de distinction : une distinction entre l'ensemble des phénomènes naturels imputables à l'action humaine et ceux dont il n'est pas responsable d'une part, et, d'autre part, une distinction entre un ensemble de phénomènes naturels qui réclament une remédiation humaine – que leurs causes soient humaines ou non humaines d'ailleurs – et un ensemble de phénomènes naturels qui ne justifient pas d'action, soit en raison de l'absence de responsabilité humaine, soit en raison de coûts trop élevés au regard des bénéfices que la collectivité peut espérer retirer de ses efforts pour agir sur eux. La figure 75 illustre la construction d'un régime de responsabilité environnementale.

Figure

75



La construction d'un régime de responsabilité environnementale.

La justification de l'intervention correctrice humaine peut se fonder sur la cause humaine du phénomène ou relever d'un principe de responsabilité « élargie » (l'homme « protecteur » de la nature par exemple). La justification de la non-action invoque dans le cas de phénomènes sans cause humaine les catégories de la fatalité ou de la nature des choses. Lorsque la responsabilité humaine est engagée dans le phénomène, la non-action va invoquer un argument du type **coûts-avantages** pour se justifier. Il est à noter que c'est le seul cas où l'on mobilise en général l'analyse coûts-bénéfices.

Un régime de responsabilité environnementale est historiquement construit, c'est-à-dire qu'il évolue en permanence à travers l'histoire des sociétés et les progrès des connaissances. Le passage du climat du domaine de la fatalité naturelle à celui de phénomène influencé par l'homme est à cet égard l'évolution majeure du régime de responsabilité environnementale de la fin du siècle dernier. Il s'inscrit enfin dans une aire socio-culturelle et juridique donnée.

Le gradient action/non-action s'organise différemment selon le domaine des causes des phénomènes en jeu. Dans le cas de phénomènes mettant en jeu la responsabilité humaine, le dimensionnement de l'action se fonde généralement sur un **principe de priorités**. Lorsque la responsabilité humaine n'est pas considérée comme

engagée, c'est un **principe d'impératif** qui justifie l'action ou l'inaction. Dans le premier cas, le débat sur les priorités va faire intervenir le champ de l'évaluation, tandis que la logique d'impératifs appliquée à des phénomènes considérés comme « non-humains » s'inscrit, au moins en principe, hors de ce champ.

Valeurs et jugements de valeur

C'est là un des aspects redoutables de la définition d'une politique de gestion des milieux naturels. Une fois acquis que l'évaluation socio-économique, ou plus généralement les attitudes sociales courantes vis-à-vis des milieux naturels, ne sauraient être des guides uniques pour la gestion des milieux, se pose la difficile question des **autres critères** qu'il conviendrait de prendre en compte. La décision politique consiste à effectuer des choix contraints par les moyens disponibles. Elle peut donc conduire à « sacrifier » certains milieux à l'avantage d'autres, jugés plus « importants ». Si l'évaluation socio-économique n'est pas le critère choisi pour prendre cette décision, il est probable que les scientifiques auront la charge de formuler des avis sur de telles priorités, c'est-à-dire en fait émettre des jugements de valeur sur les milieux à préserver. On connaît la réticence des scientifiques à formuler des **jugements de valeur**, c'est un des fondements de leur éthique professionnelle et plus généralement de leur manière de regarder le monde. Cela est particulièrement vrai dans le domaine de l'écologie.

Ce problème prend toute son importance dans les politiques dites de « compensation ». Selon ce principe, la dégradation d'un milieu naturel particulier peut être tolérée à condition qu'une opération de protection soit entreprise sur un autre milieu naturel visant à « compenser » la perte écologique subie (Figure 76). Juger de la valeur d'une telle compensation suppose de comparer ce qui est perdu à ce qui est gagné et admet donc implicitement l'existence d'échelles d'équivalence, et donc de valeurs, s'appliquant aux milieux naturels.

Figure

76



© B. Gentil - Onema

Zone humide réhabilitée. Les opérations d'aménagement de « compensation » soulèvent la question des termes de comparaison entre la valeur écologique de ce qui est perdu et de ce qui est restauré.

On peut concevoir deux réponses à ce problème. Une réponse de bas niveau, la plus réaliste en pratique, serait que les scientifiques proposent un **classement grossier des priorités de protection**, en laissant le soin aux décideurs politiques d'opérer leur choix parmi cet ensemble de priorités. Le résultat ne sera pas forcément très satisfaisant mais permet à la science de rester au dessus du débat et d'éviter d'affronter **le problème des valeurs**. Une réponse de haut niveau, suggérée par Norgaard entre autres (Norgaard, 2006), serait au contraire que les scientifiques cessent de fuir le problème des valeurs et abordent la question en termes scientifiques, c'est-à-dire en mettant en œuvre une démarche de réflexion théorique sur la question de **l'éthique environnementale**. Cette idée fait écho à Amartya Sen dans son plaidoyer pour une véritable science de l'éthique économique et sociale. Une telle démarche supposerait de reconsidérer la place actuelle de la science dans nos sociétés et d'élargir la perspective vers la considération de l'évolution des régimes de responsabilité collective dans nos sociétés modernes au-delà du seul débat environnemental.

\$2 / H(0 F 32) I&' () * (+, - . 324 425' , / 24 & / -) - 6,1 * 24

Il est maintenant possible de situer le champ de l'évaluation vis-à-vis de celui de l'action privée et publique. Les acteurs privés ou publics ont à leur disposition divers moyens d'action relevant des catégories suivantes :

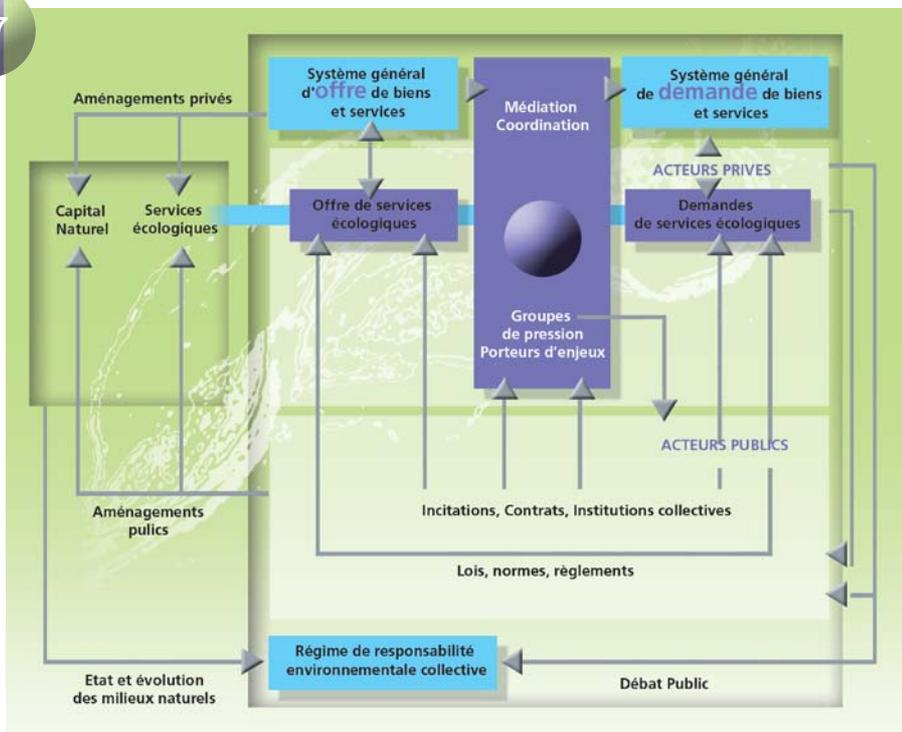
- l'aménagement ;
- l'exploitation des ressources ;
- les normes, règlements, labels et chartes ;
- les contrats ;
- les incitations financières.

Bien que les capacités juridiques des acteurs privés et publics soient bien entendu très différentes, ils ont accès à l'ensemble de ces leviers d'action du moins dans un Etat de droit. Une certaine paresse intellectuelle nous fait souvent oublier que les acteurs privés sont de fait ou en droit des institutions et ont, à ce titre, une certaine capacité d'édition de règles et de normes, qu'il s'agisse de ménages ou d'entreprises. Il en résulte que tant les acteurs privés que les acteurs publics sont confrontés à des problèmes d'évaluation de leurs actions, besoins qui peuvent produire soit directement soit indirectement des évaluations des services écologiques. L'accès à l'information correspondante est un enjeu important d'une démarche publique d'évaluation et il concerne bien sûr en premier lieu la difficulté d'obtenir des informations privées mais aussi de mobiliser la connaissance accumulée dans les services publics locaux voire nationaux.

La figure 77 met en relation ces enjeux avec les services écologiques et les processus décisionnels concernés.

Figure

77



Les enjeux décisionnels de l'évaluation des services écologiques pour les acteurs privés et les pouvoirs publics.

Pour ne pas alourdir encore la figure, nous avons omis de représenter les actes des décideurs privés en matière de passation de contrats entre eux ou de démarches volontaires (éco-certification, éco labels par exemple). La figure illustre trois faits importants.

L'évaluation en contexte opérationnel

Qu'il s'agisse d'opérer un choix entre plusieurs actions possibles, de dimensionner une action ou de la justifier, les acteurs, tant privés que publics, vont dans une mesure variable procéder à une évaluation de leurs projets ou de la situation qu'ils affrontent. A cette fin, ils vont procéder en tant que de besoin à des évaluations des services écologiques impactés ou mobilisés par leur action. S'interroger sur une démarche générale d'évaluation des services ne doit pas faire oublier que **dans les faits c'est « d'évaluations » des services** qu'il conviendrait de parler, évaluations de niveaux de précision divers et généralement focalisées sur des aspects particuliers de la valeur de certains services.

Il s'agit d'un enjeu essentiel dans toute démarche opérationnelle d'évaluation. Les acteurs privés et publics ne s'approprient la démarche que dans la mesure où elle s'inscrit dans le périmètre des décisions qu'ils doivent prendre et des problèmes qu'ils ont à gérer. Un des motifs importants du sous-développement actuel des études d'évaluation environnementales réside dans **la déconnexion entre ces études et les attentes opérationnelles des acteurs**. Contrairement à ce qu'on entend souvent, le fait que ces études aient été pour l'essentiel confinées au monde de la recherche en sciences de l'environnement ne provient pas d'un manque de méthodes ou d'un défaut de fiabilité des méthodes existantes. C'est essentiellement la difficile traduction de leurs résultats en conclusions opérationnelles qui en est la cause.

On peut faire la même remarque pour l'activité de rapportage de la DCE auprès de l'Europe. Ce rapportage vise davantage à se conformer aux exigences communautaires qu'à engager une démarche réflexive sur l'apport de l'information produite à la mise en place des programmes de mesure. Tant qu'on ne saura pas mettre en relation l'information produite sur les bilans environnementaux, la conception et la mise en œuvre des actions au niveau local, les acteurs en charge de la protection des milieux auront des difficultés à mobiliser utilement cette information.

Evaluation et contexte d'action

La figure illustre également le fait que l'action environnementale s'inscrit dans trois dimensions essentielles : celle de l'aménagement et de l'exploitation des milieux, celle de la régulation des actions et des comportements et, enfin, celle du financement de l'action ou de la compensation des dommages. A ces différentes dimensions correspondent différents besoins d'évaluation résumés sur le tableau 12.

Tableau

12

Besoins d'évaluations selon le contexte d'action.

Action	Types d'évaluations requises
Aménagement, exploitation	<ul style="list-style-type: none"> Analyse coût-bénéfice de l'action d'aménagement Rentabilité de l'exploitation Analyse d'impact des aménagements ou des pratiques d'exploitation Mesure des effets négatifs ou positifs sur les services écologiques
Régulation	<ul style="list-style-type: none"> Effets sur le comportement des acteurs concernés par la régulation Coûts des efforts nécessaires pour que les acteurs se conforment à la régulation Choix de la meilleure régulation (mesure de performances comparées) Evaluation du contentieux Evaluation des dommages et des indemnisations (par ex en DUP) Evaluation du coût de mise en œuvre de la régulation Evaluation du coût des contrôles à mettre en place Calcul des niveaux de pénalité et des sanctions en cas de non respect de la régulation
Financement	<ul style="list-style-type: none"> Evaluation comparée des modes possibles de financement de l'action Evaluation du dimensionnement financier et des échéanciers Evaluation de la capacité contributive des parties prenantes Evaluation des impacts redistributifs et des besoins de compensation Evaluation des dommages

Le tableau 12 illustre la variété des contextes dans lesquels une évaluation des services écologiques peut intervenir, soit en appui direct de la décision, soit comme élément informatif ou justificatif d'une décision.

Le double rôle de l'évaluation

A côté de cette dimension purement décisionnelle, l'évaluation concourt aussi à l'amélioration de notre connaissance scientifique des milieux et à la réflexion menée dans le débat public autour de la définition d'un régime de responsabilité environnementale collective. Cet apport fait ensuite retour sur la décision, en influençant les domaines de l'aménagement, de la régulation et du financement. On voit donc que l'évaluation des services répond à la fois à un **besoin sociétal d'information pour orienter l'action publique et privée** d'une part, et, d'autre part, à des **besoins opérationnels des acteurs privés et publics** dans le cadre fixé par ces orientations.

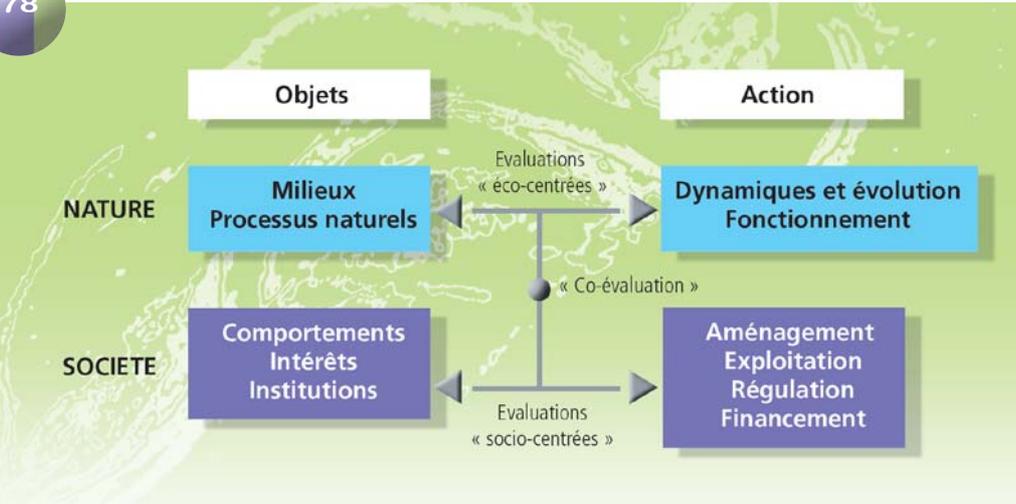
Une des difficultés majeures de l'évaluation est d'articuler ces deux dimensions. Typiquement les besoins opérationnels portent sur des services écologiques particuliers à des échelles locales, tandis que le débat public se préoccupe davantage des services écologiques au sens large, à une échelle nationale ou européenne pour ce qui nous concerne. Ceci requiert une cohérence méthodologique difficile à assurer en pratique. Il convient ainsi de se donner des moyens d'études en termes de méta-analyses, de transferts et d'agrégation de valeurs à différentes échelles spatiales.



\$24 @ 50 24 32)% ()*(+,- .

Il importe maintenant de détailler les formes d'évaluation susceptibles de répondre tant à des besoins opérationnels que d'information du débat public et de la décision politique. Comme on l'a vu, l'évaluation a pour enjeu de rapprocher des « objets », qu'il s'agisse de « objets » naturels ou sociaux, d'avec des logiques d'action et d'acteurs. La figure 78 illustre ce processus.

Figure



Formes d'évaluations des services écologiques.

La figure 78 rappelle que tous les organismes vivants sont aussi des acteurs confrontés à des logiques d'action. Il amène à distinguer trois formes d'évaluation :

- **l'évaluation « éco-centrée »**. L'action humaine étant prise comme variable de forçage (ou « d'environnement » externe si l'on veut), l'évaluation porte sur les impacts de cette action sur les milieux ou sur les dynamiques et fonctionnalités propres à ces milieux sans référence première à l'action humaine, traitée comme un impact parmi d'autres. Ce type d'évaluation conduit à des mesures de fourniture des services écologiques et des conditions naturelles affectant tant leur volume que leur qualité, ainsi qu'à une appréciation des conditions de durabilité de ces services ;
- **l'évaluation « socio-centrée »**. Le fonctionnement des milieux étant traité comme un facteur externe de forçage, il s'agit de combiner au mieux aménagements, régulation et financement pour atteindre des objectifs environnementaux relevant d'un régime de responsabilité environnementale collective. L'évaluation a pour but de mesurer tant les avantages que les coûts sociaux de la mise en œuvre de ces objectifs. L'évaluation accompagne aussi les évolutions institutionnelles des schémas de décision et de délibération nécessaires et mesure les performances environnementales tant de l'action publique que de l'initiative privée ;
- **la « co-évaluation »**. Elle se situe au carrefour des systèmes naturels et sociaux. A la différence des deux autres formes d'évaluation qui visent à mettre en relation des objets avec des logiques d'action ou d'activité, la co-évaluation a pour but de mettre en relation les schémas d'évaluation eux-mêmes, qu'il s'agisse d'évaluations produites dans le champ des sciences de l'environnement ou dans celui des sciences de l'homme et de la société. En ce sens elle cherche à évaluer l'évaluation en quelque sorte. Par ailleurs elle informe les évaluations éco et socio centrées, avec l'ambition de dépasser leur cadre réducteur en boîte noire. Elle a également pour fonction d'identifier les signaux faibles mais au potentiel important de répercussions futures, tant dans le champ social qu'environnemental. Enfin elle doit pouvoir produire de l'évaluation prospective, voire prédictive dès lors que la connaissance des processus en jeu est suffisamment établie.

\$%&' ()*(+,-. &/-. -0 ,1*2 324 425' ,/24

Evaluations à l'échelle micro ou macroéconomiques

Il est coutumier d'entendre que la principale difficulté de l'évaluation des services écologiques est d'ordre méthodologique. En fait, l'évocation de problèmes de « méthode » cache en général des difficultés à préciser ce que l'on entend mesurer et pour quel usage. **L'évaluation consiste à lire une situation ou une évolution vis-à-vis d'un ensemble de critères d'appréciation.** Ces grilles de lecture diffèrent naturellement selon les objectifs décisionnels ou informatifs poursuivis. Comme dit plus haut, seules des évaluations éco-centrées ou socio-centrées répondent aux canons usuels d'un exercice d'évaluation. La co-évaluation, qui cherche à mettre en place une grille de lecture d'ensemble de systèmes d'évaluation de nature différente soulève des problèmes spécifiques que l'on n'abordera pas ici.

Il devrait être clair à présent que l'évaluation économique est un élément incontournable de tout exercice d'évaluation des services écologiques et des politiques environnementales. **Il est également clair que l'évaluation économique ne répond qu'à un aspect du problème d'évaluation, à côté d'évaluations produites dans le champ des sciences des milieux et du vivant comme dans celui des autres sciences humaines et sociales :** analyses anthropologiques, sociologiques, historiques, socio-politiques ou juridiques de la problématique de la fourniture et de la gestion des services écologiques. Ces réserves étant faites, les évaluations économiques s'inscrivent typiquement à deux niveaux qu'il importe de clairement distinguer.

■ Les évaluations « macro »

Les évaluations produites par le MEA ou rapportées dans la deuxième partie de cet ouvrage relèvent typiquement des évaluations « macro ». Il s'agit de **construire par agrégation une mesure globale de la valeur économique de divers services écologiques**, en fait le plus souvent de divers milieux naturels à l'échelle d'un pays, d'un continent, voire du monde entier. Le propos de ces évaluations n'est pas d'orienter dans un sens particulier la décision publique mais de **fournir une information sur la valeur** que nos sociétés devraient attribuer aux services écologiques si elles considéraient la nature comme un capital, au même titre qu'elles attribuent une valeur au capital artificiel qu'elles créent, dans le domaine de l'industrie, de l'agriculture, des services de la finance ou de l'immobilier. On peut rattacher à ce type de mesures les travaux conduits en **comptabilité nationale « verte »** visant à compléter la construction habituelle du revenu national marchand (le PIB marchand) par une évaluation de la contribution des milieux naturels à la richesse des nations.

Une des difficultés majeures de ces études résulte de leur construction à partir d'études micro-économiques menées à petite échelle. L'agrégation de chiffres partiels ne se résume pas à une addition, en raison des risques élevés de double compte. Plus généralement la construction de mesures fiables à un niveau global suppose de prendre en compte les **substitutions possibles entre milieux et services**. Une agrégation par simple sommation de valeurs locales suppose implicitement que tous les milieux sont « spécifiques », au sens où ils font l'objet de demandes spécifiques et mutuellement exclusives. Cette spécificité n'a rien à voir avec la spécificité écologique des milieux bien entendu. Il s'agit ici de spécificités du point de vue des usages sociaux.

Comme souligné dans la deuxième partie, la perte d'une source d'eau minérale peut être un problème grave au niveau local, en terme de qualité de l'environnement mais aussi d'emplois ou de revenu pour les résidents. A une échelle nationale, cette perte sera sans effet notable, les consommateurs d'eau minérale pouvant aisément trouver des substituts à la source en question. De manière générale le **choix d'une clé d'agrégation suppose de partir du grain final visé** (échelle nationale, européenne, mondiale) et de s'appuyer sur la demande pour les services conçue à l'échelle choisie. Puis il convient d'étudier les substitutions possibles pour identifier la

contribution d'un milieu local sur l'ensemble. L'agrégation doit alors procéder par sommation pondérée selon l'imperfection des substitutions entre milieux.

■ Les évaluations « micro »

Au niveau « micro », l'évaluation des services est conçue à la fois comme **un élément d'information du public sur les valeurs environnementales et comme un outil d'appui à la décision publique**. Opérant à des échelles locales sur des services ou des milieux naturels particuliers, l'évaluation « micro » vise à révéler tant les demandes pour les services écologiques que les conditions économiques présidant à leur mise à disposition des usagers, ce qu'on a dénommé « l'offre » de services par les milieux, offre dont on a vu qu'elle reposait sur des infrastructures artificielles dédiées.

Les évaluations macro ont été longuement présentées dans la seconde partie de cet ouvrage. Ici on va se concentrer davantage sur les évaluations micro, plus en phase avec les besoins immédiats des gestionnaires dans le contexte de la DCE. Nous adoptons le cadre décisionnel de l'hydrosystème, tel que décrit dans la deuxième partie. **Nous supposons donc défini en amont une entité spatiale pertinente pour la gestion des services, du double point de vue écologique et de l'unité de gestion du territoire.**

Les principes de l'évaluation économique

Comme évoqué plus haut, l'évaluation économique s'appuie sur une **étude des comportements individuels et collectifs**. Ces comportements sont censés révéler certaines attitudes face à l'environnement naturel. Au plan économique l'expression d'une attitude se traduit par des actions : fréquenter ou pas les milieux naturels, y pratiquer ou pas certaines activités, militer ou pas pour la conservation des milieux naturels dans le champ politique. Pour un économiste une action a deux caractéristiques importantes : d'une part, **elle résulte d'un choix** parmi plusieurs autres actions possibles ; d'autre part, **elle mobilise des ressources**, du temps, de l'énergie, autant de facteurs qui ont un coût pour l'acteur.

Qui dit choix dit préférence pour une action plutôt qu'une autre et qui dit coût dit que l'acteur n'entreprendra l'action que si elle en vaut la peine de son point de vue. C'est ce « valoir la peine » qui définit le « bénéfice » de l'action ou sa « valeur ». Cependant, on peut associer divers « bénéfices » aux différentes actions possibles. Le principe de préférence stipule alors que l'action finalement choisie devrait être celle qui correspond au bénéfice le plus élevé dans l'ensemble des actions possibles. En d'autres termes, l'évaluation économique des services cherche à identifier à partir des bénéfices des actions choisies la valeur que l'on peut attribuer au support matériel qui les a permises.

Une fois ces deux principes acquis, l'ensemble des méthodes dites d'évaluation économique de l'environnement dans le domaine micro-économique n'en sont que des déclinaisons particulières.

Considérons par exemple le cas le plus simple, celui de la mesure des **dépenses défensives ou de protection**. Supposons que l'on veuille mesurer la valeur économique imputable à une eau de boisson de bonne qualité. L'usager a deux choix possibles : consommer de l'eau du robinet ou de l'eau minérale. Ces deux options n'ont pas le même coût pour lui. Le principe de préférence stipule que, si l'on observe un individu qui a fait le choix de boire de l'eau minérale, c'est parce que le coût supplémentaire qu'il subit est ressenti par lui comme inférieur au bénéfice en termes de qualité de l'eau qu'il en retire. Réciproquement, ceux qui font le choix de l'eau du robinet doivent penser que le coût additionnel à supporter n'en vaut pas la peine, rapporté à la différence de qualité entre eau du robinet et eau minérale en bouteille.

Le point intéressant du calcul est le **seuil de basculement du comportement**, c'est-à-dire la différence de coût et de qualité qui fait changer le comportement du consommateur vers l'une ou l'autre option. En ce point, le consommateur devrait être juste indifférent entre boire de l'eau du robinet ou de l'eau minérale. L'encadré suivant illustre comment l'on peut attribuer une valeur économique à une amélioration de la qualité de boisson à partir des comportements des consommateurs et de la différence entre les coûts de l'eau en bouteille et de l'eau du robinet (Encadré et Figure 79).

Un exemple d'évaluation : le choix entre eau minérale et eau du robinet

Notons VR la valeur attribuée à l'eau du robinet et VM la valeur attribuée à l'eau minérale et CR et CM les coûts correspondants. Typiquement on s'attend à ce que $CR < CM$. Consommer de l'eau du robinet coûte moins cher que l'eau minérale. Au point d'indifférence on devrait avoir :

$$VR - CR = VM - CM$$

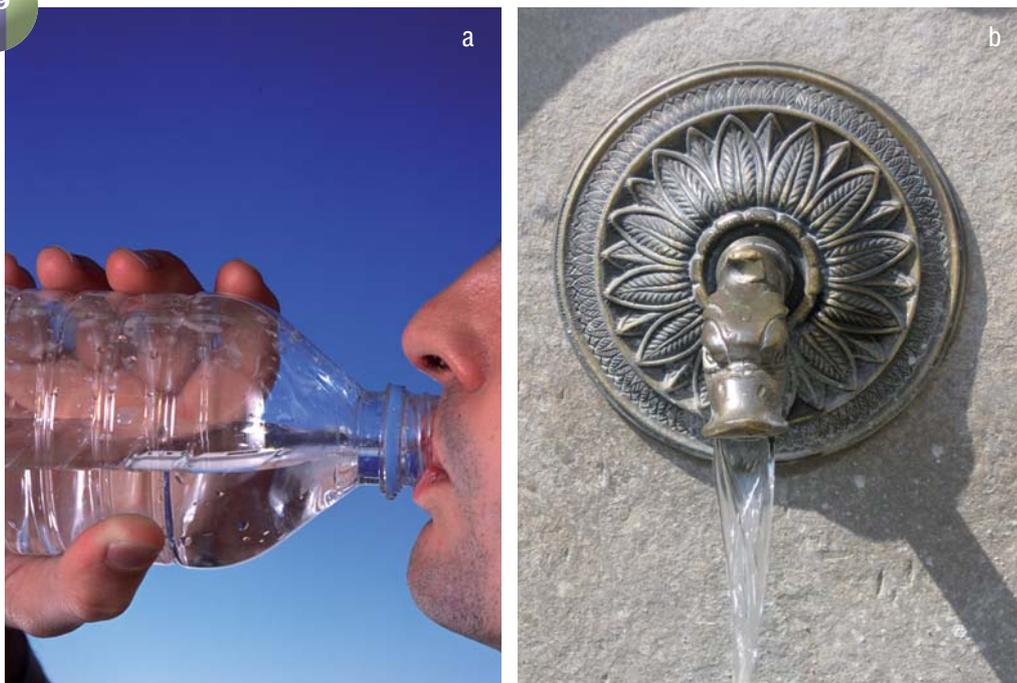
De sorte que : $VM - VR = CM - CR$. La différence de valeur attribuée à la qualité de l'eau de boisson s'identifie au coût additionnel. Il faut à ce stade faire deux remarques.

Les valeurs attribuées à la qualité de l'eau sont pour une large part subjectives et inobservables directement. Par contre la différence de coût est observable et objective. Le raisonnement montre qu'au point d'indifférence, il suffit de mesurer la différence de coût pour en inférer la différence de valeur attribuée à la qualité de l'eau sous-jacente. Deuxièmement il est clair que $VM - VR > CM - CR$ pour les buveurs d'eau minérale et que l'inverse est vrai pour les consommateurs d'eau du robinet.

Supposons à présent que l'on envisage d'améliorer la qualité de l'eau du robinet. Soit $VR' > VR$ la valeur attribuée à cette eau après amélioration. Supposons que le prix de l'eau du robinet ne soit pas modifié alors la différence de coût resterait la même. Mais maintenant certaines personnes qui préféraient consommer de l'eau minérale vont changer leur choix et se mettre à consommer de l'eau du robinet. Ce sont tous les individus pour qui : $VM - VR > CM - CR > VM - VR'$. Ce faisant ils économisent $CM - CR$ et, en notant N le nombre d'individus changeant leur choix, le gain pour la population dans son ensemble d'améliorer la qualité de l'eau du robinet s'identifie à $(CM - CR) \times N$. C'est ce gain qui mesure l'équivalent monétaire de l'amélioration de la qualité de l'eau du robinet.

Figure

79



a © B. Nicolas - Inra
b © C. Roussel - Onema

Le choix de consommer de l'eau minérale ou de l'eau du robinet informe sur la valeur économique attribuée par les consommateurs à la qualité de l'eau de boisson.

Une manière équivalente de raisonner serait de réduire le prix de l'eau du robinet ou d'augmenter fictivement celui de l'eau minérale pour mesurer par différence la valeur accordée par les consommateurs à la qualité actuelle de l'eau.

Les méthodes d'évaluation économique de l'environnement

Malgré leurs différences, les autres méthodes d'évaluation couramment utilisées relèvent de la même logique. On les classe en deux types : les méthodes dites « **indirectes** », qui infèrent la valeur d'un bien environnemental à partir du contexte marchand dans lequel s'insère son usage, et les méthodes dites « **directes** », comme l'**évaluation contingente**, qui visent à faire révéler directement par l'individu la valeur monétaire qu'il accorde au bien environnemental. Mais cette différence ne porte que sur les méthodes d'enquête utilisées et pas sur le modèle comportemental sous-jacent qu'elles postulent (Tableau 13).

Tableau

13

Méthodes de révélation des valeurs environnementales

Méthodes indirectes	Méthodes directes
Dépenses de protection	Évaluation contingente
Méthode de coûts de déplacement	Classement contingent
Méthodes hédoniques	

Les méthodes indirectes se composent des **méthodes de dépenses de protection** que l'on vient d'évoquer, des **méthodes de coûts** de déplacement et des **méthodes hédoniques**. La méthode des coûts de déplacement part d'une mesure des dépenses consenties par un individu pour se rendre et séjourner sur un site naturel d'intérêt. L'idée est que l'individu est d'autant plus prêt à consentir des dépenses importantes à cette fréquentation qu'il attribue une valeur élevée au site qu'il visite. On peut donc classer différents sites par ordre de dépenses consacrées à leur fréquentation. La logique est la même que pour le choix entre eau de boisson et eau minérale.

La **méthode hédonique** consiste à observer les différences entre les prix immobiliers selon la localisation du lieu de résidence et en particulier la qualité de son environnement naturel. À d'autres caractéristiques identiques du logement, on s'attend à des prix plus élevés pour les résidences situées dans un environnement naturel préservé que pour celles situées dans un environnement dégradé. C'est cette différence entre les prix de logements par ailleurs comparables qui va fournir une appréciation de la valeur de la qualité de leur environnement naturel. Encore une fois on retrouve la même logique qu'exposée auparavant.

Enfin la **méthode contingente** consiste à questionner directement les individus sur la valeur monétaire qu'ils attribuent à l'environnement en termes de disposition à payer pour le préserver ou l'améliorer. Mais c'est sur le montant de ce sacrifice monétaire que porte maintenant le choix virtuel de l'individu : soit perdre le bien-être que lui procurerait la consommation correspondant à ce montant mais gagner une amélioration de bien-être environnemental, soit conserver ce bien-être mais perdre en qualité de l'environnement. La logique comportementale sous-jacente est la même que dans les exemples précédents.

Les méthodes que l'on vient de décrire sont principalement utilisées pour des usagers de milieux naturels. Mais le raisonnement économique sur lequel elles reposent peut tout à fait s'étendre à des agriculteurs ou à des industriels.

Pour un irrigant par exemple (figure 80), la **valeur de l'eau va s'identifier au profit additionnel** que son usage lui permettrait d'obtenir. Si l'on met en place un prix pour l'eau d'irrigation, l'agriculteur consommera de l'eau jusqu'au point où le profit additionnel que lui procurerait une consommation d'eau supplémentaire serait juste égal à son prix. Au-delà de cette limite il perdrait de l'argent et en-deçà il pourrait en gagner davantage en irrigant plus. La seule différence avec les méthodes précédentes est que le problème de l'attribution subjective de valeur n'intervient plus ici. Un économiste disposant de toutes les données nécessaires pourrait en principe reconstituer le raisonnement de l'agriculteur et aboutir aux mêmes conclusions que lui quant à la conduite de l'irrigation dans son exploitation.



La valeur économique de l'eau peut être subjective comme dans le cas de l'eau de boisson, elle peut être aussi objective comme dans le raisonnement de la valeur agricole de l'eau pour les irrigants à partir de sa rentabilité pour les cultures.

■ Le problème des bénéfices induits

Une des difficultés souvent rencontrée par les praticiens de l'évaluation concerne l'appréciation à porter sur les **bénéfices « induits »**. Par exemple, la protection d'un milieu aquatique va se traduire par une plus grande fréquentation touristique, suscitant la création d'emplois dans la restauration et l'hôtellerie ou animant le commerce local en saison touristique. Les gestionnaires, et plus encore les élus locaux, sont bien évidemment tentés d'inclure ces bénéfices induits dans l'évaluation des retombées de leur action en faveur de l'environnement. Mais il est clair qu'en l'absence d'aménagement, le tourisme se serait reporté ailleurs, sans gain nouveau pour la collectivité nationale. On retrouve le problème des sites substitués décrit dans la présentation des évaluations « macro ».

Outre que ces bénéfices induits sont en général très difficiles à mesurer correctement, **ils ne devraient pas être pris en compte**, seules comptant les valeurs associées à l'action environnementale proprement dite. Concrètement, si la mise en valeur d'une rivière accroît sa fréquentation par les pêcheurs c'est le bien-être offert par des journées de pêche supplémentaires qui doit être mesuré et pas l'augmentation des dépenses de restauration des pêcheurs (ce n'est pas le même bien-être). En pratique il est souvent difficile de résister à la tentation de rajouter les bénéfices induits aux bénéfices proprement dits. Dans ce cas, **il est préférable de présenter à part ces deux catégories** de bénéfices. Seuls les seconds devraient être comptabilisés comme bénéfices « environnementaux », les bénéfices induits relevant de la catégorie des impacts dérivés de l'action pour les résidents locaux (gain local de bien-être non spécifiquement environnemental).

■ Difficultés et limites de l'évaluation économique

Au-delà de leurs difficultés méthodologiques propres on voit que la pertinence des résultats que produisent ces évaluations est étroitement dépendante des éléments suivants.

Tout d'abord **les options offertes aux choix des acteurs doivent être connues à l'avance** et précisées au maximum. Puisque les mesures reposent essentiellement sur des variations observées ou simulées de comportement lorsqu'on fait varier le contexte environnemental, toute omission des choix possibles ou erreurs d'appréciation sur les motivations sous-jacentes aux comportements se traduiront par des erreurs de mesure significatives.

Mais les acteurs eux-mêmes ne peuvent avoir qu'une **perception confuse des choix** qui leur sont offerts et de leurs conséquences bonnes ou mauvaises pour eux, ce qui va se transposer en erreurs d'appréciation dans l'analyse, aussi bien pour les méthodes indirectes basées sur les comportements observés que pour les méthodes directes d'ailleurs, contrairement à ce qu'affirment des légendes tenaces de critique des approches contingentes.

C'est l'écart entre perceptions subjectives et réalité qui intervient ici. Au-delà d'un cynisme méthodologique naïf pour qui la mesure correcte d'une erreur de jugement décrit la vérité parce que correcte, le problème des distorsions de perception soulève la question plus générale de l'information des acteurs interrogés. Dans la perspective du grand cycle de l'eau, l'information du public est de première importance (Figure 81). On voit qu'elle contribue indirectement à améliorer la qualité des évaluations socio-économiques en réduisant les erreurs d'appréciation des usagers.

Figure 81



a © A. Bouissou - MEDDTL
b © L. Mignaux - MEDDTL

L'information du public est un enjeu de première importance pour réduire l'écart entre perception subjective et réalité de la situation des milieux naturels.

Les praticiens de l'évaluation environnementale ont pris largement conscience de ce problème et l'essentiel des recherches les plus en pointe portent sur ce thème. Les approches classiques par enquête d'opinion dans le grand public sont maintenant de plus en plus systématiquement complétées par des travaux d'économie expérimentale en laboratoire.

Ces expériences rassemblent un petit nombre de sujets auxquels on va fournir l'information la plus complète possible sur le problème de choix qu'ils vont devoir résoudre. Conçus en collaboration avec des psychologues, les détails de présentation du questionnaire, le vocabulaire utilisé, les non-dits implicites vont être passés au crible en tant que facteurs de distorsion cognitive des réponses. Le travail en laboratoire permet aussi d'envisager des paiements réels des individus à partir d'une enveloppe monétaire initiale accordée au début de l'expérience. La parenté des problèmes de décision sur la préservation de l'environnement avec des choix dans l'incertain est aussi un élément de progrès dans la pertinence des protocoles et l'analyse de leurs résultats. Les approches expérimentales sont promises à un grand avenir et devraient bientôt faire partie de la panoplie usuelle d'outils à disposition des praticiens de l'évaluation environnementale.



\$%FF5- /H2 F(5)24J /-K+4 3%FF-5+*. ,+&L

Les besoins spécifiques d'évaluation tant des services écologiques que des politiques de préservation de ces services peuvent trouver une réponse intéressante dans l'utilisation de **méthodes de coûts d'opportunité**. La notion de coût d'opportunité s'inscrit dans la logique de choix économique précédemment décrite. Le coût d'opportunité est prima facie ce à quoi le décideur renonce en choisissant une certaine option, c'est-à-dire la valeur de son second meilleur choix. Le coût d'opportunité mesure par conséquent la valeur de l'alternative dans un problème de choix binaire. L'encadré en donne une illustration simple.

La notion de coût d'opportunité

Une personne prévoit d'assister à un match de football. Elle valorise l'évènement à 60 € et une place au stade lui coûte 30 €. Elle apprend que le même jour, son groupe de musique préféré s'appête à donner un concert. Elle accorde une valeur de 80 € à assister à ce concert, la place de concert coûtant 40 €. Commençons par calculer les valeurs nettes des deux options : assister au match de football ou au concert. Dans le premier cas la valeur nette du coût est : $60 \text{ €} - 30 \text{ €} = 30 \text{ €}$, tandis que la valeur nette du concert est : $80 \text{ €} - 40 \text{ €} = 40 \text{ €}$. L'option concert qui procure une valeur nette de 40 € s'impose donc vis-à-vis de l'option footballistique qui ne procure qu'une valeur nette de 30 €.

Quel est le **coût d'opportunité** d'assister au concert en lieu et place du match de football ? C'est la valeur nette du match, valeur à laquelle la personne doit renoncer si elle décide d'assister au concert donné le même soir, soit 30 €. Le coût d'opportunité est ce à quoi un décideur renonce quand il choisit la meilleure option du point de vue de sa valeur nette (son premier meilleur choix), c'est-à-dire la valeur nette du choix de valeur immédiatement inférieure, ou encore son second meilleur choix.

Bien que très simple à comprendre, la notion de coût d'opportunité donne souvent lieu à de multiples confusions et erreurs. L'erreur la plus courante est d'assimiler la perte subie du fait d'aller au concert plutôt qu'au match de football, ou « coût d'opportunité », à la différence entre leurs valeurs nettes respectives, soit $40 \text{ €} - 30 \text{ €} = 10 \text{ €}$. Bien qu'il semble assez évident que 10 € soit un bénéfice supplémentaire et non pas un coût, ce bénéfice est parfois pris à tort pour le coût d'opportunité. Ce genre d'erreur provient probablement du fait que certains auteurs parlent de **bénéfice net d'opportunité** pour désigner ce montant de 10 €, ce qui est source de confusion. L'« opportunité » dans le cas du bénéfice d'opportunité désigne l'existence d'une option (le concert) qui procure une valeur nette supérieure au match de football, une sorte d'effet d'aubaine, et pas « l'opportunité » à laquelle fait référence l'idée de coût d'opportunité, ce dernier désignant la perte subie du fait du choix de l'option la plus opportune, ici aller au concert plutôt qu'au match de football.

Figure

82



© J.C. Armand

Le coût d'opportunité d'assister au concert en lieu et place du match de football est la valeur nette du match, valeur à laquelle la personne doit renoncer si elle décide d'assister au concert.

La mesure des coûts d'opportunité joue essentiellement deux rôles en évaluation économique environnementale :

- elle permet d'apprécier le poids économique des contraintes instaurées par une politique environnementale sur les acteurs qui doivent s'y conformer ;
 - elle fournit une mesure de la valeur d'un service écologique à partir du coût de l'alternative artificielle qui procurerait le même niveau de qualité environnementale en l'absence de ce service.
- Examinons successivement ces deux cas de figure.

■ Mesurer les coûts induits par une contrainte environnementale

Dans le premier cas, on peut distinguer deux situations d'intérêt. Dans la première situation, la mise en place de l'action environnementale va se traduire par des contraintes imposées aux acteurs, contraintes se traduisant directement en pertes de jouissance économique, pertes que l'on peut chiffrer monétairement. Dans la seconde situation, les contraintes imposées par la politique environnementale vont se traduire par des modifications du comportement des acteurs, modifications qui ont un coût pour eux vis-à-vis de ce qu'ils choisiraient de faire avant la mise en place de l'action environnementale. Donnons deux exemples de ces deux situations : la mise en place d'un dispositif de bandes enherbées en bordure de cours d'eau et une restriction de pompage en rivière résultant d'une politique de débits réservés au bénéfice des écosystèmes aquatiques.

L'exemple des bandes enherbées

Les bandes enherbées (Figure 83) s'apparentent pour les agriculteurs à une mise en jachère réglementée. Si le dispositif est conçu comme pérenne, ce qui semble logique, la perte de jouissance agricole par hectare de terre mis ainsi en jachère qu'il induit chez le propriétaire foncier peut être évalué soit sur la base du prix à l'hectare de la terre agricole, soit sur la base de la perte de rente foncière à laquelle elle donne lieu. Si le marché de la terre agricole fonctionnait de manière parfaite, prix du foncier et rente à l'hectare devraient être identiques et l'on pourrait utiliser indifféremment l'une ou l'autre mesure.

Figure 83



© F. Barrez - Onema

Les dispositifs bandes enherbées sont un bon cas d'application des méthodes de coûts d'opportunité. Ce coût s'identifie à la perte de valeur foncière du sol après réorganisation de l'exploitation agricole une fois le dispositif en place.

Cependant, il est bien connu que le marché foncier est sujet à des coûts de transaction significatifs et donc à des écarts non négligeables entre prix constatés des transactions et niveaux des rentes. Il est alors plus judicieux de retenir la perte de rente foncière comme mesure approchée de la perte de jouissance économique du sol. Cette perte de rente foncière est le **coût d'opportunité** de la mise en jachère des bords de rivière au sens de ce que à quoi l'agriculteur renonce s'il fait le choix d'adhérer au dispositif bandes enherbées.

Si les surfaces concernées sont modestes vis-à-vis de la superficie agricole de l'exploitation, l'agriculteur ne modifiera quasiment pas son assolement ainsi que la conduite de son exploitation après création des bandes enherbées. Dans ce cas, la valeur annualisée de la marge brute à l'hectare, c'est-à-dire le montant de la marge brute à l'hectare divisé par le taux d'intérêt des actifs à moyen-long terme, exprime le coût d'opportunité à l'hectare du dispositif pour le propriétaire agricole.

Si, par contre, le dispositif s'applique à une fraction significative de la surface cultivée, il faut s'attendre à ce que l'exploitant modifie son assolement ou ses choix de pratiques culturales en conséquence. Dans ce cas, **la mesure de marge brute annualisée à utiliser est la marge brute après ré-optimisation de la conduite de l'exploitation et non pas la marge brute initiale**, contrairement à ce qui est fait le plus souvent. En effet, le coût d'opportunité mesure ce à quoi l'agriculteur renonce vis-à-vis de son second meilleur choix. En réorganisant son exploitation en conséquence, l'agriculteur réduit la perte initiale du dispositif bandes enherbées. Le coût d'opportunité est le reste à valoir après cette réorganisation ou, en d'autres termes, la meilleure marge brute possible en repensant au mieux la rentabilité de l'exploitation avec des bandes enherbées.

Il est bien sûr assez difficile de calculer une telle marge brute après création des bandes enherbées, faute de données. Le recours à des modèles micro-économiques de production agricole peut permettre de pallier à cette difficulté en fournissant des mesures de coût après simulation de la réorganisation optimale des chantiers agricoles. En l'absence de compensation, la comparaison des prix de transaction foncière sur des parcelles concernées par des dispositifs bandes enherbées avec des parcelles analogues mais non soumises au dispositif peut également fournir une mesure approchée du coût d'opportunité.

L'exemple des bandes enherbées peut être étendu aux zones d'expansion des crues qui relèvent de la même logique de perte de jouissance foncière, la principale différence avec l'exemple précédent étant que dans le cas de terres inondables, il convient de raisonner en probabilités de perte, c'est-à-dire en espérance d'utilité du coût d'opportunité, espérance aussi dénommée prime de risque. On ne décrira pas les modalités du calcul dans ce cas afin de pas alourdir davantage un exposé qui entend se limiter aux éléments essentiels de la méthode pour l'évaluation des services écologiques.

L'exemple des restrictions de pompage en rivière

Dans le cas de restrictions de pompage en rivière pour l'irrigation (figure 84), l'analyste est confronté au problème suivant. Alors que la terre a un prix, et donc une valeur marchande, prix qui peut servir d'indicateur pour le calcul de pertes de jouissance, ou, de la même manière, rapporte un rente foncière s'identifiant au revenu brut d'exploitation annualisé, l'eau en tant que telle n'a pas de prix, faute d'un marché de l'eau. C'est donc seulement de **manière indirecte**, à partir d'une mesure des variations de rentabilité résultant de modifications des pratiques d'irrigation, qu'il est possible de mesurer le coût d'opportunité de contraintes de restrictions d'arrosage.

Figure

84



© C. Goupil - Onema

L'eau n'ayant pas de valeur marchande en tant que telle, sa valeur pour l'agriculture ne peut s'apprécier que de manière indirecte.



Si l'irrigant consomme tout le quota de prélèvement autorisé, il peut soit renoncer à irriguer davantage, soit chercher à acquérir un volume d'eau supplémentaire, par exemple auprès d'un voisin qui ne consomme pas tout son quota. Le prix maximal qu'il serait prêt à acquitter pour cet achat ne peut pas dépasser la perte de revenu résultant de la limite imposée par le quota, c'est-à-dire le coût d'opportunité de l'accès à l'eau. En d'autres termes le coût d'opportunité d'une contrainte d'utilisation est **le consentement à payer maximal pour relâcher la contrainte** ou, en bref, le coût de la contrainte. Toutefois, il faut rappeler que le coût d'opportunité doit être établi en supposant ré-optimisée la conduite de l'irrigation et l'assolement de l'exploitation sous la contrainte de restrictions de pompage.

Les deux exemples précédents illustrent des situations où la mise en œuvre d'une politique environnementale se traduit par des contraintes imposées aux pratiques des acteurs économiques. Notons que ces contraintes s'expriment sous forme quantitative. Le dispositif bandes enherbées revient à geler un certain nombre d'hectares en bordure de rivière, une politique de débits réservés à réduire les débits pompés par les irrigants en été. La mesure des coûts d'opportunité permet d'associer à ces contraintes quantitatives des équivalents monétaires des pertes subies par les usagers de leur fait. En tant que telles, ces mesures sont utiles dans une négociation sur des aides ou des compensations à accorder aux propriétaires pour qu'ils adhèrent au dispositif. A un niveau plus politique, elles sont un élément de débat dans le choix des mesures à engager. A effet environnemental égal, les mesures induisant les plus faibles coûts d'opportunité pour la collectivité devraient être préférées par les gestionnaires publics.

Dans une logique cette fois-ci non plus **coût-efficacité**, mais coûts-bénéfices, les coûts d'opportunité au sens précédent devraient être pris en compte dans le choix politique et mis en regard des bénéfices environnementaux attendus de l'action. Une politique collectivement optimale devrait maximiser l'écart entre bénéfices et coûts et donc **égaliser le bénéfice marginal collectif au coût marginal collectif**. C'est ce raisonnement qui conduit parfois à mesurer le bénéfice environnemental à partir du coût d'opportunité. Toutefois, il faut prendre garde qu'un tel raisonnement suppose implicitement l'efficacité collective. Mais si l'on envisage une politique environnementale, c'est qu'on pense que la situation actuelle n'est pas optimale pour la société, sinon, pourquoi vouloir y remédier ? Par conséquent, la situation initiale ne saurait être considérée comme optimale car non satisfaisante au plan de la qualité de l'environnement. Il en résulte qu'une mesure des coûts d'opportunité établie en référence à une situation initiale sous-optimale du point de vue collectif n'a aucune raison de fournir une mesure des bénéfices à attendre d'une politique environnementale, une telle assimilation n'étant possible qu'une fois réalisé l'état idéal que l'on cherche à atteindre.

■ Mesurer la valeur d'un service par les coûts évités

Ces quelques clarifications opérées, tournons-nous à présent vers l'utilisation de l'approche par les **coûts d'opportunité** pour mesurer la valeur des services écologiques sur la base des efforts évités pour atteindre un objectif environnemental. L'annexe 6 illustre un tel protocole appliqué à la mesure de la valeur du service d'épuration par les milieux naturels (Figure 85).

L'annexe en détaille les éléments formels, retenons quelques traits saillants. L'exemple donné en annexe suppose que les pouvoirs publics imposent une norme de qualité en rivière. Atteindre cet objectif suppose des efforts d'assainissement coûteux. Il est ainsi possible de calculer un coût d'opportunité d'une telle contrainte sur la base du coût de ces efforts. En protégeant la capacité d'épuration des milieux, on réduit ce coût d'opportunité. La variation de coût d'opportunité résultant d'une amélioration de ce service fournit une évaluation économique de la valeur du service. L'exemple montre toutefois que cette mesure est étroitement dépendante de la nature du processus d'épuration à l'œuvre dans les milieux.



a © B. Suard – MEDDTL
b © L. Mignaux – MEDDTL

En protégeant la capacité d'épuration des milieux, on réduit le coût d'opportunité d'un objectif de qualité de l'eau en rivière.

Vu la nature des problèmes de gestion écologique de l'eau et des milieux associés, nous voyons immédiatement **le grand potentiel d'application de cette notion**, tant pour l'aménagement des cours d'eau que pour la gestion des milieux en général. Les hydrosystèmes entretiennent en leur sein des interactions complexes. La mesure des coûts d'opportunité permet d'isoler pour des milieux particuliers ou des segments particuliers de cours d'eau le bénéfice à attendre de mesures de gestion appliquées non seulement au milieu considéré mais aussi à d'autres milieux en interaction avec lui. Par construction, ce bénéfice prend également en compte l'ensemble des impacts de la mesure à l'étude sur tous les usages concernés, ainsi que les réactions des usagers à la mesure.

■ Principales limites de la méthode

Quelles sont les principales limites de cette méthode ? Tout d'abord **la mesure sera très dépendante des contraintes prises en compte**. Typiquement, omettre des contraintes ou des interdépendances peut conduire à des erreurs de mesure significatives. C'est ce qui ressort des mesures de coût d'opportunité issues de modèles de gestion intégrée de l'eau quand elles sont comparées à des mesures d'impact pour des usagers particuliers. Deuxièmement, la pertinence du concept repose sur l'idée que tant les gestionnaires publics que les acteurs privés sont des **agents optimisateurs**, gérant au mieux des contraintes la ressource dont ils disposent. Mais les acteurs n'ont qu'une connaissance limitée du système et de ses interdépendances et ils sont en plus confrontés à des **phénomènes aléatoires et incertains**.

C'est ainsi que des études portant sur la gestion de barrages en Californie avaient conclu à une mauvaise gestion des ouvrages par les responsables, les décisions réellement prises ne se conformant pas aux prédictions de modèles d'optimisation économique, d'où des accusations « d'irrationalité » et « d'inefficacité » portées contre les gestionnaires de la ressource. Mais des travaux ultérieurs plus fins prenant en compte les **contraintes décisionnelles** propres aux gestionnaires face à l'incertitude ont permis de corriger ce diagnostic et montré que, sous ces contraintes, les décisions en apparence « irrationnelles » des responsables étaient en fait parfaitement cohérentes et sensées dans le contexte auquel ils devaient faire face.

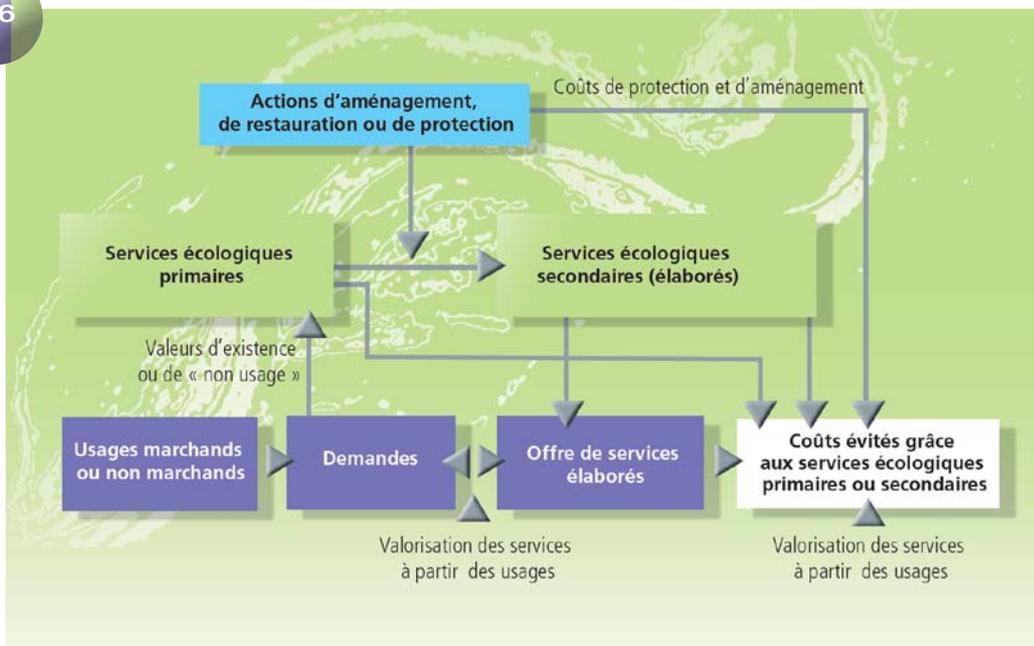
En d'autres termes, les contraintes proprement décisionnelles pesant sur les acteurs interdisent une optimisation égalisant les coûts d'opportunité des contraintes à la valeur des services écologiques en résultant. Une mauvaise spécification de la véritable nature du problème de gestion auquel font face les décideurs conduira à une inefficacité de leurs choix et préconisera des mesures impraticables ou inadaptées. Cette mauvaise spécification s'étendra à la mesure des coûts d'opportunité associés et donc aux mesures d'évaluation des services écologiques. Comme toujours en matière d'évaluation, les chiffres produits permettent d'identifier des ordres de grandeur et des priorités mais en restant conscients de leur caractère fragile et hautement dépendant des hypothèses ayant présidé à leur élaboration.

Eléments de synthèse

En résumé (Figure 86), les méthodes économiques d'évaluation peuvent porter autant sur les **demandes**, marchandes ou non marchandes, de services écologiques que sur leur **offre**, en s'appuyant dans ce cas sur des méthodes de coûts d'opportunité. Dans tous les cas, elles aboutissent à des **évaluations monétaires** de la valeur de la fourniture de différents services pour la société. Comme exposé plus haut, ces « services », reliés pour l'essentiel à des usages, sont en fait des services secondaires (ou « élaborés ») dérivés des services écologiques au sens de la typologie du MEA. A l'échelle micro-économique, il sera en général impossible de remonter de la valeur **des services secondaires** vers une imputation monétaire pour chaque service primaire, ces services primaires formant en fait un tout du point de vue de la valorisation socio-économique.

Figure

86



Les méthodes économiques d'évaluation peuvent porter autant sur les demandes, marchandes ou non marchandes, de services écologiques que sur leur offre, en s'appuyant dans ce cas sur des méthodes de coûts d'opportunité.

C'est ici que l'idée de **raisonner à l'échelle d'hydrosystème prend tout son intérêt**. La protection d'un milieu local particulier au sein d'un hydrosystème comme d'un ensemble de milieux en solidarité écologique modifie les conditions de fourniture de l'ensemble des services écologiques primaires produits par ces milieux. Dans l'appréciation de l'impact écologique de mesures ciblées, on est donc déjà dans **une logique de composition des services primaires**. A ce complexe particulier à l'hydrosystème, on peut associer un autre complexe de services secondaires. C'est ce complexe de services secondaires qui va faire l'objet d'une valorisation sociale. On peut lui associer une matrice d'usages, et donc des usagers, et mettre en œuvre les méthodes d'évaluation économique pour inférer la valeur des usages associés à ce complexe à partir d'une analyse du comportement des usagers.

Comme déjà noté, l'approche est variationnelle : il ne s'agit pas de mesurer la valeur « en soi » des services écologiques. Une telle mesure reviendrait à comparer une situation où les milieux naturels existent à une autre où ils n'existeraient pas, ce qui est absurde. S'agissant de mesurer des bénéfices associés à des mesures visant l'atteinte du bon état, la **comparaison porte sur l'état actuel par rapport à l'état attendu**. Le bénéfice est donc en fait le gain pour la société en équivalents monétaires du passage d'un état à l'autre. Il s'agit donc de mesurer des variations de valeur associées à cette amélioration.

On peut aussi parfaitement inverser le raisonnement et, plutôt que de bénéfices associés au passage au bon état, parler du coût subi par la société du fait du mauvais état actuel des milieux, ce qu'on appelle le « dommage » environnemental. Transposé dans le champ des méthodes économiques d'évaluation, on voit que la mesure porte sur des modifications de comportement induites par le passage au bon état : évolution de la fréquentation des milieux, des valeurs foncières à proximité de milieux préservés par exemple.



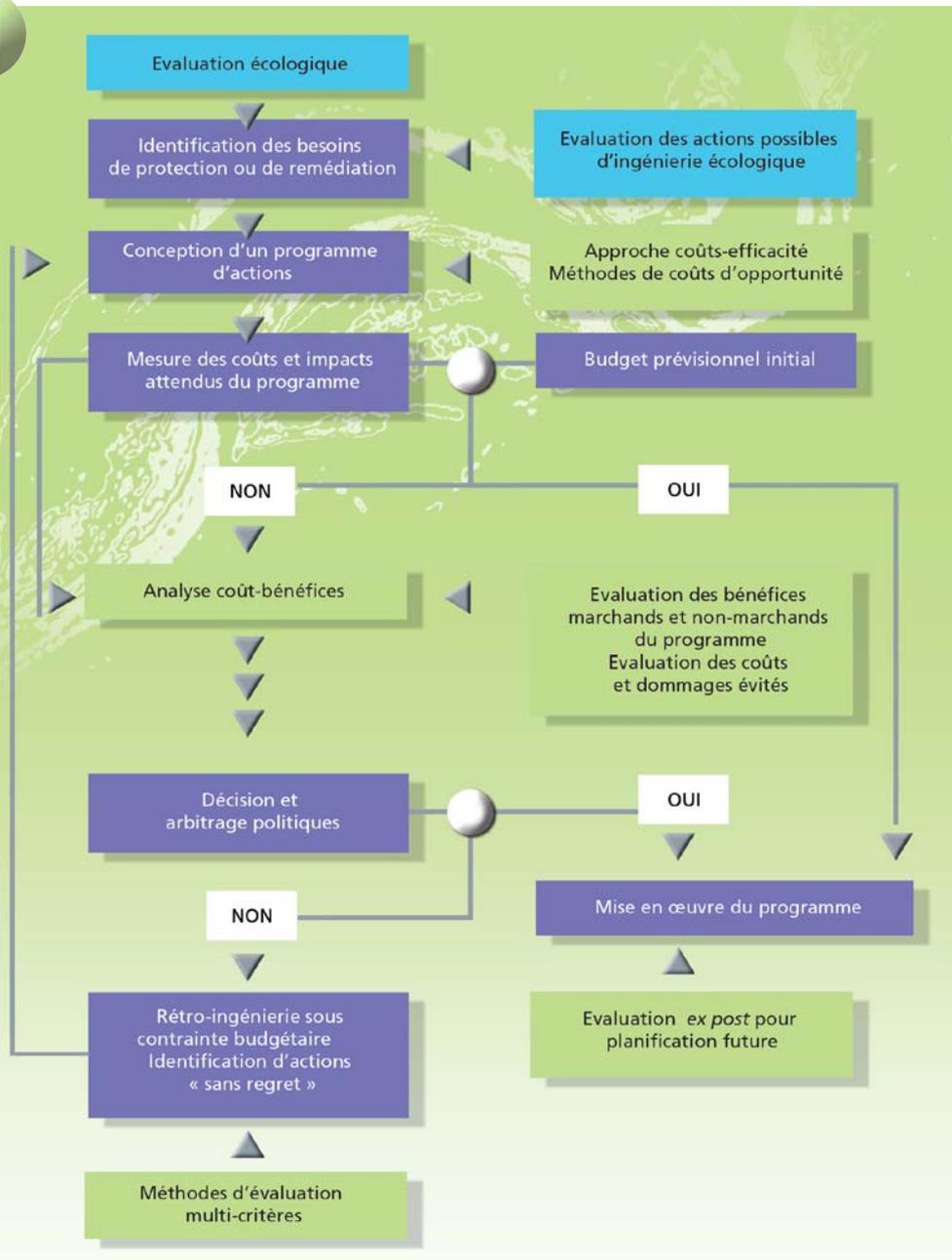
M. /)*4,-.

En plusieurs occasions, on a évoqué certaines implications opérationnelles de l'évaluation des services. Il est opportun à ce stade d'en tenter une première synthèse. Pour ce faire plaçons-nous dans le cas d'un hydrosystème fictif qu'il s'agit de gérer. La démarche en plusieurs étapes suggérée dans la deuxième partie du rapport est supposée avoir été mise en œuvre et avoir permis de construire une partition de l'espace cohérente au plan écologique comme à celui des entités de gestion. Appelons « unités de gestion écologique » ces entités spatiales.

Un protocole opérationnel d'évaluation pourrait s'organiser autour de la séquence décrite dans la figure 85.

Figure

87



Protocole opérationnel de l'évaluation des services dans le cadre d'un hydrosystème à gérer.

1. Diagnostic écologique

Les grilles de qualité permettent d'établir un premier diagnostic de l'état écologique de l'hydrosystème, identifier les unités qui doivent évoluer vers le bon état et celles qui y sont déjà. Diverses études complémentaires ont pu expliciter les causes du mauvais état comme les déterminants du bon état des différentes unités. Comme on l'a déjà souligné, la logique du grand cycle de l'eau n'est pas que curative. Il convient aussi de faire de la prévention pour éviter de dégrader des milieux en bon état.

2. Identification des mesures de protection et de restauration

Sur la base du diagnostic précédent, cette étape a pour enjeu d'identifier les mesures les plus aptes à restaurer le bon état ou le préserver s'il y a lieu. Elle relève par conséquent de l'ingénierie écologique. Elle doit également comporter un premier chiffrage du coût estimé des différentes mesures.

3. Conception d'un programme de mesures

A cette étape il faut arbitrer entre différentes mesures pour chaque unité de gestion écologique afin d'aboutir à un programme de mesures à l'échelle de l'hydrosystème. La DCE préconise de recourir à l'approche coût-efficacité pour bâtir ce programme de mesure. On décrit formellement en annexe la logique de mise en œuvre de l'approche coût-efficacité. Elle doit aboutir à identifier le, ou les programmes de mesures, susceptibles de réaliser le bon état sur toutes les unités de gestion au moindre coût global. Cette étape fournit donc un calcul économique du coût total du programme de mesures ayant le meilleur rapport coût-efficacité.

4. Approche coûts-bénéfices

Si le budget alloué à la protection de l'hydrosystème est supérieur à ce coût, il suffit de mettre en œuvre le programme de mesures précédemment identifié. Mais il est possible que cela ne soit pas le cas. Il convient alors de s'interroger sur les bénéfices socio-économiques du programme de mesures coût-efficace identifié à l'étape 3 (Conception d'un programme de mesures). C'est là que l'évaluation des services écologiques devrait intervenir. La mobilisation des méthodes d'évaluation économique va permettre de produire une monétarisation du bénéfice écologique de l'action projetée.

Il convient de faire deux remarques à ce stade :

- l'évaluation ne porte pas sur les services écologiques rendus par l'hydrosystème « en général » mais uniquement sur les bénéfices en termes d'amélioration des services rendus associés au seul programme coût-efficace. Ce dernier est en effet le moyen le moins cher de réaliser le bon état. Il n'y a donc pas lieu de s'interroger sur d'autres programmes éventuels qui, bien que plus coûteux, produiraient davantage de bénéfices ;

- l'exercice d'évaluation porte sur un programme de mesures et pas sur les écosystèmes en tant que tels. Mais il ne faut pas céder à la tentation de demander aux individus, au travers d'une étude contingente par exemple, de se prononcer sur les mesures contenues dans ce programme. Le grand public n'a pas les compétences nécessaires pour formuler de tels jugements.

Une étude conduite pour EDF sur l'enfouissement des lignes électriques en offre un exemple « éclairant ». Menée par approche contingente, l'étude questionnait les usagers sur leur disposition à payer pour enfouir X kilomètres de lignes par an en fournissant le coût pour EDF du kilomètre de lignes enfouies. Mais les personnes interrogées avaient le plus grand mal à se représenter la différence entre 1 500 km de lignes enfouies par an et 10 000 kilomètres. Nombre d'individus étaient par ailleurs choqués de l'importance du coût de l'enfouissement et réclamaient un abandon du programme pour faire baisser leur facture d'électricité, une réaction pas du tout prévue par les concepteurs du questionnaire...

De manière générale, les personnes interrogées dans une enquête contingente n'ont aucune idée des ordres de grandeur financiers d'une politique publique et pas davantage de son ampleur technique. Si des linéaires (de lignes électriques ou de cours d'eau) « parlent » naturellement à l'ingénieur, ils n'évoquent rien pour le grand public. L'étude ne doit présenter que les impacts attendus de l'action projetée. C'est sur ces impacts que porte l'évaluation.



5. Arbitrage politique

Les gestionnaires disposant d'un chiffrage du moindre coût de l'atteinte du bon état et des bénéfices écologiques pour la société associés, débute alors une étape plus politique portant sur l'opportunité ou non de financer le programme de mesures. C'est à cette étape que le chiffrage des bénéfices doit être proposé aux décideurs comme élément de débat dans le choix final. C'est également ici que devrait intervenir une discussion sur la notion de coûts « disproportionnés ». Deux possibilités s'offrent alors. Soit les décideurs choisissent de financer le programme et d'augmenter en conséquence le budget consacré à l'hydrosystème, soit ils s'y refusent. Dans ce cas on peut alors engager un processus d'ingénierie reverse consistant, pour une enveloppe budgétaire donnée, à identifier le programme de mesures qui minimise l'écart au bon état des unités de gestion écologiques. La difficulté de cette démarche est qu'il n'y a aucune raison de penser que 80% de taux de réalisation du bon état sur une unité de gestion particulière soit équivalent au même pourcentage pour une autre unité de gestion. On est donc face à un choix complexe de pondération des écarts tolérables au bon état pour les différents milieux composant l'hydrosystème, un problème classique en recherche opérationnelle multi-critères.

Enfin, la mise en œuvre du programme devrait être accompagnée d'une évaluation ex-post de ses retombées, un élément crucial dans la perspective de planifications futures, une telle évaluation devant être budgétée en amont dès la conception du programme.

La présentation succincte par grandes étapes d'une démarche opérationnelle d'évaluation met en lumière le fait que l'évaluation des services n'a pas de raison d'être systématique et pas plus d'être l'élément premier de la décision. Le processus de décision politique décrit à l'étape 5 (Arbitrage politique) fera fatalement intervenir de nombreuses considérations budgétaires autres que la seule protection des milieux naturels d'un hydrosystème particulier. L'évaluation environnementale au service de la décision politique ne prend en fait tout son sens que dans le contexte plus général d'un développement des pratiques d'évaluation des politiques publiques.





\$ % & ' () * + % &

148 ■ Les apports essentiels

151 ■ Les enjeux politiques et opérationnels
de l'évaluation des services écologiques

. / * 011%23* / ** / &3+ / (*

1 La première partie de l'ouvrage a situé les enjeux de l'évaluation des services écologiques dans le contexte de la gestion de l'eau en France. Les obligations nouvelles instaurées par la directive cadre sur l'eau (DCE) peuvent s'analyser comme le passage d'une gestion du « petit » cycle de l'eau à celle du « grand » cycle de l'eau. Par gestion du petit cycle, nous entendons une politique environnementale essentiellement tournée vers la disponibilité et la qualité des eaux brutes. La gestion du grand cycle insiste davantage sur la sauvegarde et la restauration de la bonne qualité écologique des milieux aquatiques.

Le passage du petit au grand cycle suppose une évolution de la gestion de l'eau dans trois dimensions complémentaires :

- l'objet de gestion qui devient les milieux vivants et non plus seulement la seule ressource en eau ;
- les techniques de prévention et de remédiation à mettre en œuvre avec le développement de l'ingénierie écologique ;
- et enfin, la gouvernance politique du monde de l'eau avec une implication plus importante des porteurs d'enjeux issus de la société civile.

Nous avons identifié les principaux problèmes posés par le changement de l'objet de gestion dans l'optique du grand cycle, leur étude détaillée étant faite dans la suite de l'ouvrage. Nous avons montré qu'en termes d'usage des services écologiques, le passage au grand cycle correspond à une prise en compte plus importante des valeurs non marchandes associées aux milieux et même de leurs valeurs d'existence. Enfin nous nous sommes intéressés aux implications du passage au grand cycle pour la gouvernance politique de l'eau. L'évaluation des services écologiques est appelée à jouer un double rôle d'appui technique à la gestion opérationnelle des acteurs de l'eau et de mise en débat de la pertinence écologique et socio-économique des options politiques visant à protéger les milieux aquatiques.

Ce diagnostic général a ensuite été mis en perspective concrète à partir de deux exemples : la mise en œuvre de la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) et l'histoire des schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) avec une attention plus particulière portée aux SDAGE les plus récents, ces derniers étant censés organiser la mise en conformité de la France aux obligations créées par la DCE.

La première étape de la SNB (2004-2010) a bien intégré la notion de service écologique mais n'a eu que peu d'impact sur la protection de la biodiversité jusqu'à présent pour deux raisons principales : un pilotage très centralisé qui n'a pas permis une appropriation concrète de ses enjeux par les acteurs de terrain et l'absence d'une politique publique dotée de moyens propres pour protéger la biodiversité, la SNB ayant été conçue dès le départ comme une démarche d'accompagnement visant à infléchir les politiques publiques existantes sans financement propre d'où un succès très variable selon les cas. La révision récente de la SNB (2011-2020) montre qu'elle constitue un levier important pour la mobilisation de l'ensemble des acteurs. Elle renforce cette mobilisation en demandant l'engagement des acteurs autour de six enjeux stratégiques, cet engagement devant être impliquant, significatif, additionnel, mesurable et révisable. La biodiversité et les services écologiques se trouvent ainsi au cœur de l'attention politique nationale. Au niveau international, cette prise de conscience des citoyens et des politiques quant aux conséquences de l'érosion de la biodiversité et de ses services écologiques s'est traduite par la création d'une plate-forme scientifique et politique intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques (IPBES), instaurée par l'assemblée des Nations unies sur le modèle du groupe intergouvernemental d'experts sur l'évolution du climat (GIEC). Quatre fonctions devraient lui être attribuées : évaluations périodiques des connaissances, soutien à la formulation et à la mise en œuvre des politiques, production de connaissances et renforcement de capacité dans les pays du Sud. On

peut penser qu'une telle initiative sera structurante pour la mise en œuvre des engagements des acteurs dans le cadre de la SNB à l'horizon 2020.

L'histoire des SDAGE montre une appropriation lente mais significative des enjeux de la protection des milieux naturels aquatiques par les acteurs locaux et les comités de bassin. Outre l'action propre des agences de l'eau, de nombreuses initiatives des collectivités locales et territoriales se sont développées pour une meilleure prise en compte des milieux dans la gestion de l'eau. Ces initiatives doivent être confortées aux plans technique et politique et c'est là un des enjeux majeurs de la mise en œuvre concrète de la loi sur l'eau et les milieux aquatiques (LEMA).

De cette première partie a émergé un certain nombre de conclusions. La mise en œuvre de la DCE suscite un fort besoin d'évaluation de la part des acteurs en charge de la conduire, tant au plan local que national. La protection des milieux a un coût qu'il importe de raisonner au mieux de l'efficacité des mesures de restauration du bon état écologique envisagées. Il convient également de répartir de manière équitable et acceptable ce coût sur les redevables. L'évaluation a ainsi pour but de mieux justifier la pertinence des choix effectués au plan socio-économique en mettant en évidence les bénéfices retirés par la collectivité d'une meilleure qualité écologique des milieux naturels.

2 Dans la deuxième partie de l'ouvrage, nous avons introduit tout d'abord la notion composite d'hydro-système pour montrer que, dans une perspective d'action, la définition de l'entité spatiale dont on veut évaluer les services écologiques ne s'impose pas de manière objective au gestionnaire. Au contraire, les contours de cette entité doivent être définis en prenant en compte les différentes dimensions, écologiques, économiques et sociologiques d'un projet concret de gestion de ces services et des milieux qui les produisent.

Nous avons ensuite souligné la nécessité d'utiliser le terme de « services écologiques » dans un sens relativement restrictif, ce qui n'exclut pas d'utiliser et d'évaluer des notions plus larges comme celles de « services environnementaux » (dont certains ne reposent pas sur le fonctionnement biologique du système) ou de « bénéfices induits par les écosystèmes » (qui incorporent des investissements humains dans l'estimation économique de ces bénéfices). Cette distinction permet, en particulier, d'explicitier des contradictions éventuelles entre une politique de valorisation de ces notions larges et le développement de services écologiques au sens strict.

Nous avons insisté également sur la nécessité de ne pas considérer la mesure des services comme un indicateur du bon fonctionnement écologique des milieux et donc de s'assurer de la durabilité de ces services en développant l'analyse fonctionnelle de ces milieux et des indicateurs synthétiques de leur « bonne santé ».

Nous avons, enfin, proposé une liste et des typologies de ces services, en soulignant que la typologie la plus utilisée, celle du Millennium Ecosystem Assessment, n'était pas la seule possible et que le choix d'une typologie devait, comme celui de l'entité spatiale à considérer, s'inscrire dans le cadre d'un projet global.

3 La troisième partie de l'ouvrage portait sur les aspects proprement socio-économiques de l'évaluation des services écologiques. La notion de services écologiques conduit à mieux distinguer les notions de capital, ou de « patrimoine » naturel, et celle de biens et services environnementaux. L'évaluation socio-économique a alors pour but de relier l'état de ce capital, comme la quantité et la qualité des services, qu'il fournit à des catégories sociologiques relevant du bien-être humain au sens large : bénéfices d'exploitation des ressources naturelles ; bénéfices pour la santé ; satisfaction esthétique ; préservation du patrimoine naturel des cultures et des sociétés.

Au plan socio-économique, ce bien-être peut être décrit comme le résultat de la confrontation entre une offre de services par les milieux naturels et une demande de services exprimée dans la société :

■ du côté de l'offre, l'accès aux services écologiques est rarement direct et s'opère au travers de divers aménagements. Ces aménagements combinent différents services écologiques primaires pour fournir des services secondaires élaborés aux usagers, ces derniers étant les véritables objets de la valorisation

socio-économique des services écologiques. Cette caractéristique de la fourniture des services interdit en pratique d'imputer une valeur économique à des services écologiques primaires particuliers mais n'empêche pas la démarche d'évaluation de mettre en évidence l'apport des milieux dans leur ensemble au bien-être social ;

■ du côté de la demande, nous insistons sur l'importance de l'analyse des comportements individuels et sociaux dans la relation de l'homme aux milieux naturels. Les attitudes sociales conditionnent fortement les valeurs attribuées aux milieux avec des risques de distorsion de perception ou de sous-estimation de la valeur de certains services. On met en garde contre une vision naïve des approches coûts-bénéfices appliquées à la gestion des services écologiques. Une part importante des bénéfices engendrés par ces services n'est pas reflétée par des usages et concerne en fait ce que nous appelons un régime de responsabilité environnementale collective, régime institué par le droit et la pratique sociale et en partie autonome au champ du strict calcul économique.

Enfin nous exposons les principales méthodes existantes d'évaluation économique des services en insistant sur leur potentiel opérationnel comme sur leurs limites et difficultés méthodologiques de mise en œuvre.

L'évaluation socio-économique des services écologiques a su conquérir en très peu d'années un crédit certain dans les milieux académiques et dans l'arène des négociations internationales. Initiée par le travail du Millennium Ecosystem Assessment en 2005, l'évaluation des services établie dans le rapport présenté à la Conférence de Nagoya en 2010 a été un moment fort de cet événement.

Au plan scientifique, tant les protocoles d'évaluation que la fiabilité de leurs résultats doivent toutefois être encore améliorés. Par ailleurs, l'évaluation actuelle des services porte sur ce qui peut en être le plus facilement mesuré, laissant en suspens de nombreuses questions scientifiques importantes quant à la compréhension et à la mesure des fonctionnalités des écosystèmes. Il en est de même pour les aspects strictement socio-économiques de l'évaluation, une mise en œuvre raisonnée d'approches coûts-bénéfices appliquées à la valeur et à la gestion des milieux naturels reposant sur des cadres d'analyse encore peu stabilisés. Ces derniers sont de surcroît en profonde évolution actuellement avec la montée en puissance des approches comportementales en sciences économiques comme dans l'ensemble des sciences sociales.

Un effort spécifique d'investigation scientifique est donc à entreprendre. Il concerne bien sûr au premier chef les disciplines relevant des sciences de l'homme et de la société, disciplines naturellement en charge de la dimension sociétale et économique de l'évaluation, mais aussi les disciplines relevant du champ des sciences de l'environnement. L'effort d'investigation à engager est de nature pluridisciplinaire et les questions d'évaluation ne devraient pas relever de la seule compétence de quelques « spécialistes » ou « experts » de l'évaluation mais impliquer l'ensemble de la communauté scientifique des chercheurs en environnement.

. / * / &7/) 8 1%(+3+9) / * : %1; 203+%&&/ (*
< / (> 0() 03+%&< / * * / 2> + / * ; ' %(%? +9) / *

@otre ouvrage s'est concentré sur les aspects conceptuels et méthodologiques de l'évaluation des services. En revanche, nous n'avons qu'effleuré la question de l'utilisation de ces évaluations par les différents acteurs de la gestion de l'eau et des milieux aquatiques. Cette question est à la fois importante et complexe : elle peut se poser au niveau de l'élaboration des politiques comme à celui de la programmation des actions (par exemple lors de l'élaboration des SDAGE et, dans ce cas, à quelle étape du processus et avec qui ?).

L'évaluation peut intervenir également dans le débat autour de la modification éventuelle des outils d'interventions (politiques tarifaires par exemple) et, plus globalement, dans la réflexion sur les inflexions du « modèle politico-économique » de la politique de l'eau. Elle peut encore s'insérer dans un projet de sensibilisation du public et des citoyens aux enjeux de la gestion de l'eau. Il convient donc de considérer que le lancement d'une évaluation des services écologiques ne doit pas être traitée comme une opération isolée et doit se faire dans le cadre d'un projet global ayant défini, avec les acteurs concernés, tant les modalités que les finalités de cette évaluation.

On entend souvent, pour le déplorer, que la décision publique dans son ensemble souffre d'un déficit d'appropriation des démarches d'évaluation de son action, aussi bien en amont de la décision qu'à l'aval, sous l'angle rétrospectif. De nombreux rapports appellent de leurs vœux l'émergence d'approches réflexives de l'intelligence publique où le diagnostic des réussites et des échecs des actions passées viendrait informer les décisions à prendre dans le présent, améliorant ainsi la justification et l'efficacité des politiques publiques.

L'évaluation des services écologiques est ainsi conçue comme l'une des voies à suivre pour faire émerger une culture de l'action informée en matière environnementale. Les expériences rapportées dans la première partie du rapport montrent néanmoins que le développement de l'expertise et de la pratique de l'évaluation des services écologiques n'est qu'une condition nécessaire mais pas suffisante à l'émergence d'une véritable culture de l'évaluation dans la décision publique.

L'évaluation se voit en effet fréquemment adresser deux reproches contradictoires par les décideurs politiques. D'une part, elle est perçue comme insuffisamment fiable et trop incomplète pour servir de point d'appui solide à la décision tandis qu'à l'inverse elle apparaît comme excessivement directive quant aux décisions à prendre et trop insensible tant aux nécessités du compromis politique qu'à celles d'une gestion pacifiée des conflits d'intérêt pouvant opposer les usagers des milieux, les défenseurs de l'environnement et les acteurs économiques.

Le développement des démarches d'évaluation environnementale interroge ainsi la place des experts, en particulier des scientifiques, dans la délibération et le choix politique. Il s'agit là d'une question qui dépasse largement le seul contexte de l'action publique pour l'environnement et notre rapport, s'il en souligne l'importance, n'entend pas avancer des solutions toutes faites à ce problème complexe. L'exemple des SDAGE incite toutefois à un optimisme mesuré en la matière, les acteurs locaux de la gestion de l'eau ayant su s'adapter au

nouveau cadre instauré par la DCE et se saisir des questions techniques et scientifiques complexes posées par la gestion écologique des milieux dans de nombreux bassins et sous-bassins. C'est ce volontarisme qu'il convient d'encourager dans la perspective de collaborations accrues entre les scientifiques et les décideurs autour des enjeux de la protection durable des milieux aquatiques.

Le pendant naturel d'une appropriation réussie des démarches d'évaluation des services écologiques rendus par les milieux aquatiques à l'échelon local est la question de l'harmonisation de ces démarches, du partage d'expérience et de la capitalisation des savoirs faire, autant d'enjeux qui questionnent le rôle d'instances nationales comme l'Onema et la place du ministère dans le pilotage de l'évaluation. Cette question rejoint aussi celle du rapportage pour la DCE, ce dernier devant en principe être nourri par des évaluations des impacts socio-économiques et écologiques des mesures engagées pour l'atteinte des objectifs de la directive cadre sur l'eau.

Au plan plus scientifique, une des impulsions fortes engagée par la Conférence de Nagoya a été la mise en place d'un réseau scientifique mondial d'observation et d'évaluation des services rendus par la biodiversité, dans la lignée de l'approche initiée par le GIEC sur les enjeux du changement climatique. La question de l'harmonisation et de la coordination des démarches d'évaluation est donc posée tant au plan opérationnel que scientifique qu'au plan national et international.

Nous voudrions insister dans la conclusion de cet ouvrage sur l'importance de ne pas traiter séparément ces aspects scientifiques et opérationnels. De nombreux débats et controverses publics récents illustrent abondamment l'importance d'associer très en amont toutes les parties prenantes et le public en général à des logiques de décision s'appuyant sur des démarches scientifiques portant sur des phénomènes complexes et mal compris.

Pour cette raison, nous n'avons pas cherché à présenter un compte-rendu exhaustif des études disponibles en matière d'évaluation des services écologiques dans le domaine de l'eau. Nous nous sommes davantage interrogés sur les bonnes manières d'en appréhender les résultats, leurs attendus et leur potentiel d'utilisation dans une perspective de gestion. Il nous a semblé important, à un moment où décideurs et parties prenantes expriment de fortes demandes d'évaluation des actions en faveur de l'environnement, de préciser quelques éléments de ce que devrait être une doctrine d'emploi de l'évaluation. L'évaluation des services écologiques doit répondre à la fois à des exigences de rigueur scientifique et de portée opératoire, d'où l'importance d'un tel effort de clarification autant pour la concevoir et bien la conduire que pour en mobiliser utilement les résultats.



! " " # \$ # %

- 154 ■ La place des milieux aquatiques dans les plans d'action de la Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB)
- 158 ■ Indicateurs SNB et indicateurs DCE
- 159 ■ Eléments du débat entre économistes sur la distinction entre services et fonctions
- 160 ■ Classification des biens et services des zones humides
- 163 ■ Formalisation de l'approche coût-efficacité
- 165 ■ La mesure de la valeur de l'épuration des milieux



. 0 1(0' / < / * B +(/) 8 09) 03+9) / * < 0&*
 (/ * 1(0&* < =0' 3+%&< / (0 C3203; ?+ / @03+%&0(/
 1%) 2(0 D+%& +> / 2*+3; EC@DF

Ceuls les plans d'action qui avaient un lien avec les milieux aquatiques et dont les objectifs ont été renforcés à partir de 2008 ont été pris en compte. Ces différents plans ont des niveaux de développement différents.

Plan d'action du patrimoine naturel

L'objectif ce plan est de maintenir la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes ainsi que d'améliorer la trame écologique et d'informer les indicateurs pour le suivi. Les outils d'intervention utilisés par ce plan sont ceux qui structurent déjà la politique de conservation de la nature sur le territoire. Il s'agit du réseau Natura 2000, la création des aires protégées, la trame verte et bleue et la politique de préservation des espèces sauvages. Sur ces objets de la conservation, la question de gouvernance est au cœur des préoccupations, soit en termes d'instruments fiscaux/économiques/incitatifs et réglementaires soit en termes de connaissance et participation. En relation avec l'eau et les milieux aquatiques, les grandes infrastructures naturelles liées à l'eau sont prises en compte du fait de leur valeur écologique et de leur contribution au bien-être humain au sens du MEA. Il s'agit des estuaires, cours d'eau, vallées alluviales, couloirs aquatiques de migration, les zones humides, les bocages, les récifs coralliens et leurs écosystèmes associés. Le plan du patrimoine naturel est celui qui rend visible les liens entre la politique de l'eau et la politique de protection de la nature. Les milieux aquatiques (à l'instar des zones humides) et les bassins versants deviennent les espaces de concentration des outils d'intervention de l'Etat.

Il est à noter que la plupart des actions n'ont pas de calendrier défini. Il est indiqué uniquement la date de début des sous-actions (à partir de 2009 et 2010, par exemple).



Axes prioritaires	Nombre d'actions (2009-2010)	Actions en lien avec milieux aquatiques	Nom des sous-actions en lien avec les milieux aquatiques
Maintenir une bonne qualité écologique du territoire	4 actions et 30 sous-actions	Développer des plans spécifiques pour les infrastructures naturelles	Elaboration des orientations de la trame verte et bleue et accompagner leur mise en œuvre au niveau régional
			Cours d'eau et milieux aquatiques : application de la DCE (état des lieux des bassins hydrographiques, mise en place du programme de surveillance, définition des plans de gestion et des programmes de mesures, mise en œuvre de la loi sur l'eau)
			Zones humides : Poursuivre et renouveler la mise en œuvre du plan national des zones humides. Classer les zones humides d'importance internationale au titre de la Convention Ramsar
			Acquisition de 20.000 ha de zones humides contre artificialisation : favoriser l'achat par les agences de l'eau
			Bandes enherbées et zones tampons végétalisées d'au moins 5m le long des cours et des masses d'eau inscrites dans les documents d'urbanisme
			Extension des bandes enherbées le long de l'ensemble des cours d'eau dans les zones vulnérables en 2009 (4ème programme d'actions 2009-2013 en application de la directive "nitrates")
			Restaurer les continuités pour les écosystèmes d'eau douce : démantèlement des barrages de concessions hydroélectriques en cas de non renouvellement de l'exploitation dans le cadre d'une convention générale sur l'hydroélectricité durable en cohérence avec la restauration des milieux aquatiques (trame bleue)
			Littoral : mesures du CIADT littoral; stratégie à long terme du conservatoire
			Renforcer dès 2009 les moyens d'IFRECOR pour une action soutenue en faveur des récifs coralliens et de leurs écosystèmes associés
Accompagner l'essor de la gestion concertée du patrimoine naturel		Sauver les espèces sauvages menacées	Mise en place des plans nationaux d'action pour les espèces menacées en métropole et dans les DOM
Poursuivre la rénovation du droit et des outils économiques		Lutter contre les espèces envahissantes	Elaborer un plan espèces invasives terrestres et marines
	3 actions et 14 sous-actions	Consolider l'expertise et la gestion	Prévoir des mesures de reconstitution et de restauration pour les écosystèmes marins et côtiers dans les plans de gestion (SDAGE révisé) et les programmes des mesures qui seront établis à l'échelle d'un bassin hydrographique
	3 actions et 10 sous-actions	Rénover et compléter les dispositions juridiques	Continuité des écosystèmes d'eau douce : possibilité d'intervenir sur des ouvrages privés avec l'accord du propriétaire
		Renforcer l'efficacité de la police de la nature	Formaliser la doctrine de l'administration en matière de police de la nature, de la pêche et de l'eau. Création d'un pôle police de la nature dans les départements/rapprochements police de l'eau et police de la chasse. Renforcer les moyens humains de la police de la nature exercée par les établissements publics présents dans le département d'outre-mer (parcs nationaux, ONF, ONCFS et Onema) pour assurer une mise en œuvre efficace des réglementations

Plan d'action agriculture

Le plan agriculture s'est attaché à démontrer la valeur/contribution des services écologiques de la diversité biologique pour les zones rurales et agricoles, tout en ayant un regard pragmatique sur les marges d'amélioration possibles de la profession agricole en termes de maintien ou de restauration de certaines infrastructures écologiques (ripisylves, haies, mares...) et de réduction des produits phytosanitaires (plan Ecophyto 2018) à hauteur de 50% des usages. La trame verte et bleue facilite la mise en œuvre d'outils contractuels, en particulier pour la mise en place des bandes végétalisées et l'élaboration des guides de bonnes pratiques pour la protection de la biodiversité remarquable. Les mesures agro-environnementales viennent en appui à la protection des zones humides.

Axes prioritaires	Nombre d'actions (2009-2010)	Actions en lien avec milieux aquatiques	Nom de l'action en lien avec les milieux aquatiques	Etat d'avancement
Territoires	5		Contribuer à la mise en œuvre de la trame verte et bleue pour restaurer les continuités écologiques	Les outils contractuels au service de la trame verte sont en cours de définition. Mise en œuvre de la TVB avec les partenaires locaux reste à construire
Pratiques agricoles	12	1	Encourager en accompagnant la contractualisation de baux environnementaux	A initier (développer l'information sur cet outil et décrire les contenus actuels des contrats des baux environnementaux)
		3	Recenser et valoriser les études relatives aux infrastructures agroécologiques pour la TVB	A engager
			Editer une brochure sur les zones tampons et la biodiversité	A éditer
Ecophyto	4		Développer des itinéraires agricoles économes en intrants et expérimentation sur 3 000 fermes	En cours avec une étude INRA
		4	Promouvoir des systèmes économes en intrants	Un guide de conception de systèmes économes est en cours de rédaction
			Développer et aménager les mesures agro-environnementales liées à la réduction de phytosanitaires	L'indicateur de fréquence de traitement (IFT) a été mis en place. En cours: suivre les engagements unitaires et proposer des ajustements
			Mettre en place d'un suivi des effets non intentionnels des phytosanitaires	A initier : la mise en place d'indicateurs d'impact sur la biodiversité ; établir un observatoire des résidus de pesticides et un réseau de surveillance des bioagresseurs et des effets non intentionnels
Ressources génétiques	6	0		
Suivi (observatoire évolution de la biodiversité en lien avec les pratiques agricoles)	11	1	Développer la contractualisation MAE dans les sites Natura 2000 et suivre leur évolution	En cours

Plan d'action d'infrastructure, transports terrestres

Le lien le plus important avec les milieux aquatiques s'articule autour des obligations des études d'impact et d'incidence sur la biodiversité. Mais la mention dans le plan reste faible et nécessite plus de clarification des notions de compensation en particulier. La trame verte et eau est un levier important dans ce plan d'action. La phase 2008-2010 est dédiée à l'élaboration des guides, à la sensibilisation et à la formation.

Axes prioritaires	Nombre d'actions (2009-2010)	Actions en lien avec milieux aquatiques
La sensibilisation, l'information et la formation	4 actions	Renforcer la formation des services maîtres d'ouvrage, maîtres d'œuvre et exploitants d'infrastructures (SNCF, RFF, VNF, concessionnaires...) sur la préservation de la biodiversité, notamment sur la mise en place de la trame verte et bleue, et sur les travaux de génie écologique et paysagers ; pour l'Etat sont concernés en particulier les écoles et les organismes de formation initiale et continue
Le développement de partenariats et d'expertises	6 actions	Etablir des partenariats scientifiques avec des organismes de recherche et d'expertise (MNHN, Onema, ONCFS...)
		Encourager les démarches d'engagement volontaires des entreprises du BTP en faveur de la biodiversité
La connaissance de la biodiversité, la recherche scientifique et l'observation	6 actions	Prendre en compte le niveau d'avancement relatif à la trame verte et bleue
La préservation et la restauration d'habitats et de continuité écologiques.	4 actions	Eviter les zones à forts enjeux écologiques et paysagers dès les phases amont de la conception des projets et en cas d'impossibilité, prévoir mesures d'atténuation et/ou compensation adaptées
La préservation et la non-perturbation d'espèces		Évaluer l'effet des pratiques actuelles sur la biodiversité pour les adapter si nécessaire et promouvoir les pratiques favorables à la biodiversité. Il s'agit d'encourager les démarches de type «management environnemental » ; d'adapter les méthodes d'entretien et d'exploitation pour une meilleure préservation des habitats (références : cahiers d'habitats du MNHN) et des espèces dans les zones à fort enjeu écologique ; d'améliorer la transparence écologique des infrastructures sous la gestion du maître d'ouvrage (passages à grande et petite faune, passages mixtes, traitement des abords, clôtures faune dont le fonctionnement s'avère déficient) en concertation avec tous les gestionnaires d'espaces hors emprises, en cohérence avec la trame verte et bleue

Plan d'action de la mer (2009-2010)

Les grands axes stratégiques de ce plan se déclinent en plusieurs thématiques :

- amélioration de la prise en compte de la biodiversité par les politiques de la mer ;
- coordination des politiques publiques ;
- gestion de l'interface terre-mer ;
- amélioration des connaissances ;
- développement des aires protégées.

Plan d'action urbanisme

Les outils de planification et d'aménagement du territoire doivent être compatibles avec les outils appliqués à la politique de l'eau (SDAGE, SAGE). Ce qui est très significatif dès lors qu'il s'agit d'évaluer les services des écosystèmes en jeu, de réduire les pressions et de lutter contre l'artificialisation des espaces et du paysage. La trame verte et bleue est centrale dans l'intégration de la biodiversité. En particulier sur la trame bleue, il s'agit d'assurer la continuité écologique et la restauration des cours d'eau, de maintenir la capacité d'épuration de l'eau grâce à l'action des micro-organismes et plantes qui absorbent les nutriments.

HEC + ' 03/) 2* C@D / 3 +8< + ' 03/) 2* I \$J

	Indicateurs SNB	Lien eau et milieu aquatique	Bilan 2004	Bilan 2008 (mi-parcours)
Diversité génétique	Nombre de variétés végétales et de races animales, enregistrées et certifiées aux fins de commercialisation, dans les principales catégories de plantes cultivées et d'animaux d'élevage			
Diversité spécifique	Indice des oiseaux communs			
	Richesse spécifique poissons	X	76 espèces représentées dont 24 ont été introduites, 2 ont disparues et 17 sont "en danger" ou "vulnérable"	7 espèces sur 34 d'amphibiens sont menacées
	Indice poissons de rivières	X	Non renseigné	Entre 2006-2007, entre 50% et 60% des peuplements sont en bon ou très bon état et 20% sont en mauvais état
	Statuts des espèces des listes rouges nationales	X	Les listes rouges des poissons d'eau douce métropolitaine. Pas de mention aux listes relatives aux amphibiens.	Voir les listes rouges sur les poissons et les amphibiens
Diversité des habitats	Etat de conservation des habitats d'intérêts communautaires des sites Natura 2000. Le nombre (et en surface) des aires protégées	X	Les zones humides (représentent entre 1,5 et 1,7 millions d'ha, soit 3% du territoire). Les eaux douces (gestion des hydrosystèmes et des ressources en eau)	Ce sont les récifs des Caraïbes de l'outre-mer qui sont les plus atteints (20-30% de mortalité des coraux par blanchissement). Entre 2003 et 2008, les aires protégées ont augmenté d'une manière générale. Les espaces en eau et les milieux aquatiques représentent 8% et 5% des arrêtés de biotopes, 10% et 8% des réserves naturelles nationales, 2% et 1% des parcs naturels régionaux et 10% et 16% des sites du conservatoire du littoral. Fortes avancées dans le domaine de la mer
Trame écologique	Carte de la diversité des types d'occupation du sol peu artificialisée au niveau local	X	On retrouvera les indicateurs pour les zones humides et les surfaces en eau	Entre 2000-2006, régression des zones humides
	Dominance dans le paysage des milieux peu artificialisés			Surfaces nettes artificialisées annuellement entre 2000-2006 au profit des surfaces en eau du fait de la transformation des zones d'extraction de granulats en plans d'eau au terme de leur exploitation
Fonctionnement des écosystèmes	Défoliation des arbres			
	Indices biologique global normalisé des cours d'eau	x	Indicateur de l'état des masses d'eau selon la DCE	Indicateur de "qualité de l'eau" renseigné depuis 2007 dans le cadre de la DCE (42,5% des masses d'eau sont en bon état) + pour les pesticides et phytosanitaires, les masses d'eau en moyen et mauvaise état sont 37% et 48%

Le Groot et al. (2002) proposent de définir les fonctions des écosystèmes comme un « subset of ecological processes and ecosystem structure [that] provide the goods and services that are valued by humans ». Ils proposent à ce titre une liste de 32 fonctions, regroupées en quatre ensembles correspondant aux besoins fondamentaux de l'homme (régulation, habitat, production, information). On pourra remarquer que la plupart de ces intitulés de fonction ont été repris ultérieurement sous le terme de « services » par le MEA, d'où la critique déjà évoquée de cette classification. Pour distinguer fonctions et services, Wallace (2007) propose quant à lui une distinction « ontologique » entre les « fins » (les services) et les « moyens » (les fonctions et processus) : « It is essential to clearly separate means (processes) and ends (services) ».

L'intérêt d'introduire cette notion de fonction est cependant contesté par d'autres économistes pour plusieurs raisons :

- la distinction entre fonctions et processus écologiques est ténue et la capacité des économistes à définir le « subset » évoqué par De Groot est loin d'être assurée. Wallace (2007) considère donc que les deux notions sont synonymes et propose de n'utiliser que le terme de processus (processes) car « parsimony of terms generally leads to greater clarity » ;
- même si l'on réserve le terme « service » à des « produits finaux » des écosystèmes, on constate que, dans certains contextes, les fonctions peuvent devenir des services, et inversement. Par exemple, si quelqu'un collectait dans la nature des insectes utiles à la protection des cultures pour les vendre à des jardiniers amateurs, la « fonction » de protection des cultures deviendrait un « service » au sens de Boyde. Inversement, si l'on décide de classer en réserve biologique intégrale une forêt, le service de production de bois deviendrait localement une fonction supportant des activités touristiques ou éducatives ;
- toujours dans certains contextes, on peut avoir des fonctions qui ne constituent pas des produits finaux mais qui font l'objet d'échanges marchands. On peut citer par exemple la location de ruches pour la pollinisation des vergers ou le soutien de la société des eaux de Vittel à des « fonctions de production agricoles » préservant la qualité des eaux de source (Voir rapport du CAS p. 322).

La distinction ontologique proposée par Wallace apparaît donc, dans la pratique, très contingente. Costanza (2008) considère en particulier, en rappelant le diagramme général du MEA, que tous les services sont des moyens car « the end or goals is sustainable well-being ». Il considère donc plus adéquat de distinguer seulement des services finaux et des services intermédiaires et défend la définition large du MEA comme « a good, appropriately broad and appropriately vague définition » (Cette apologie du « vague » irrite quelque peu Wallace, qui rétorque en 2008 : « I was uncomfortable with Costanza's acceptance of an « appropriately vague définition. (...) Should science accept vagueness ? »).

On retrouve la même analyse que celle de Costanza chez Fisher et Turner (2008), qui réaffirment cependant la nécessité de distinguer services et bénéfiques, point de vue que nous avons défendu précédemment.



\$ (0**+L' 03+%&< / * K+ / &* / 3* / 2> + ' / *
< / * N%& / * 0) B < / *

Classification de Brander et al., 2006

Ecological function	Economic goods and services	Value type	Commonly used valuation method(s)
Flood and flow control	Flood protection	Indirect use	Replacement cost Market prices Opportunity cost
Storm buffering	Storm protection	Indirect use	Replacement cost Production function
Sediment retention	Storm protection	Indirect use	Replacement cost Production function
Groundwater recharge/discharge	Water supply	Indirect use	Production function, NFI Replacement cost
Water quality maintenance/nutrient	Improved water quality	Indirect use	CVM
Retention	Waste disposal	Direct use	Replacement cost
Habitat and nursery for plant and animal	Commercial fishing and hunting	Direct use	Market prices, NFI
Species	Recreational fishing and hunting Harvesting of natural materials Energy resources	Direct use Direct use	TCM, CVM Market prices Market prices
Biological diversity	Appreciation of species existence	Non-use	CVM
Micro-climate stabilization	Climate stabilization	Indirect use	Production function
Carbon sequestration	Reduced global warming	Indirect use	Replacement cost
Natural environment	Amenity Recreational activities Appreciation of uniqueness to culture/ heritage	Direct use Direct use Direct use	HP, CVM CVM, TCM CVM

Classification proposée par Morardet (2009)

Services d'approvisionnement	
Alimentation	Production de poisson, gibier sauvage, fruits et grains
Eau douce	Stockage et rétention d'eau pour les usages domestiques, industriels, et agricole
Fibre et combustibles	Production de rondins, bois de feu, tourbe, fourrage, matériaux utilisés pour l'artisanat et l'art
Produits biochimiques	Extraction de produits biochimiques pour la production de médicaments, biocides, additifs alimentaires etc.
Ressources génétiques	matériel génétique utilisé pour la reproduction animale et végétale et les biotechnologies (exemple : résistance aux agents pathogènes des plantes, plantes ornementales etc.)
Services de régulation	
Régulation climatique	Source et puits pour les gaz à effet de serre ; influence locale et régionale sur les températures, précipitations, et autres processus climatiques. Stockage et rétention d'eau pour les usages domestiques, industriels, et agricole
Régulation hydrologique	Recharge et décharge des aquifères, stockage des précipitations et du ruissellement
Purification de l'eau et traitement des eaux usées	rétention, rétablissement et suppression des éléments nutritifs en excédents et des polluants
Régulation de l'érosion	Rétention des sols et des sédiments
Régulation des risques naturels	contrôle des inondations et protection contre les tempêtes
Pollinisation	Habitat pour les pollinisateurs
Services culturels	
Spirituels et inspiration	Source d'inspiration ; de nombreuses religions attachent des valeurs spirituelles et religieuses à certains aspects des zones humides
Récréation	Possibilités de nombreuses activités récréatives
Esthétique	De nombreuses personnes accordent une valeur esthétique à certains aspects des zones humides
Education	Possibilités de formation formelles et informelles
Services de soutien	
Formation des sols	Rétention des sédiments et accumulation de la matière organique
Cycle des éléments nutritifs	Stockage, recyclage, transformation, et acquisition des éléments nutritifs
Habitat pour les espèces animales	Habitats pour de nombreuses espèces, notamment les oiseaux migrateurs
Production primaire	Assimilation et accumulation de l'énergie et des nutriments par les organismes vivants
Photosynthèse	Production d'oxygène nécessaire à la plupart des êtres vivants
Cycle de l'eau	Circulation de l'eau essentielle pour les organismes vivants



Liste des services des hydrosystèmes selon le MEA France

éléments chimique
ressources matérielles
Identification d
Existence d'une
Examen de la s
ties, sociales, culturq
Photosynthèse, li
SERVICES ENU
Services «écoto
BENEFICES, Pêch
édiment, température
siales, culturelles, etc
ensemble écologique
ité de gestion globale
arité écologique, Anal
CTURES, FONCTIONS, PR
ification, Evaporatio
s, éléments chimique
ressources matérielles
des » J'habilite d'eau d
Existence d'une
Examen de la so
Photosynthèse, li
SERVICES ENU

	Services quantifiés
Services d'approvisionnement	Fourniture d'eau à usage à usage domestique
	Production d'eau embouteillée (minérale et de source)
	Fourniture d'eau à usage à usage agricole
Services de régulation	Fourniture d'eau à usage industriel
	Fourniture d'eau pour la production d'énergie
	Crues et prévention des inondations
	Atténuation de l'effet des sécheresses
	Purification et traitement des déchets (autoépuration de l'eau)
Services à caractère social	Régulation des espèces nuisibles et envahissantes
	Paysages
	Valeur de la biodiversité et patrimoine
	Pêche de loisirs (mer et eau douce)
	Tourisme et loisirs de nature
	Développement des savoirs éducatifs

Services rendus par les rivières, lacs, aquifères et zones humides selon EcoWhat-ACTéon (2009a)

éléments chimique
ressources matérielles
Identification d
Existence d'une
Examen de la s
ties, sociales, culturq
Photosynthèse, li
SERVICES ENU
Services «écoto
BENEFICES, Pêch
édiment, température
siales, culturelles, etc
ensemble écologique
ité de gestion globale
arité écologique, Anal
CTURES, FONCTIONS, PR
ification, Evaporatio
s, éléments chimique
ressources matérielles
des » J'habilite d'eau d
Existence d'une
Examen de la so
Photosynthèse, li
SERVICES ENU

Fourniture d'eau
Fourniture d'eau pour les usages domestiques
Eau industrielle, hydroélectricité, et autres usages industriels
Irrigation des cultures, parcs, golfs...
Aquaculture
Biens autres que l'eau
Poissons
Gibier d'eau
Coquillages
Fourrures et peaux
Biens autres que l'eau (qui ne comportent pas un prélèvement dans la ressource)
Régulation des inondations
Transport
Usages récréatifs (baignade, ...)
Dilution de la pollution et protection de la qualité de l'eau
Hydroélectricité
Habitat pour la faune sauvage
Fertilisation des sols
Accroissement de la valeur immobilière
Valeurs dites de « non-usage » (esthétique, etc.)



P%2B 0(+*03+%8</ (-0112%' 0/ ' %Q3R/LL+' 0' +3;

Une formalisation simple du problème coût-efficacité est la suivante. Supposons que l'hydrosystème soit composé de I unités de gestion indicées par i , $i = \{1, \dots, I\}$. A chaque unité on envisage d'appliquer une mesure prise dans un ensemble M_i de mesures possibles pour l'unité i . Pour simplifier la présentation, supposons un gradient continu de mesures et donc l'ensemble des mesures possibles M_i est assimilable à un intervalle du type $[\underline{m}_i, \bar{m}_i]$. Notons $C_i(m_i)$ le coût associé à la mesure m_i si elle est appliquée à l'unité i .

Une même mesure n'a pas nécessairement le même coût dans les différentes zones en raison de leurs spécificités écologiques. Ordonnons sans perte de généralité les mesures dans M_i pour que $C_i(m_i)$ soit définie comme une fonction croissante de m_i dans M . En d'autres termes \underline{m}_i désigne la mesure la moins coûteuse et \bar{m}_i la mesure la plus coûteuse lorsqu'elles sont appliquées à l'unité i . Il en résulte que le coût marginal défini comme la dérivée du coût par rapport à la mesure est positif, $dC_i(m_i)/dm_i > 0$. Notons e_i^0 l'état écologique de l'unité de gestion i , e_i^0 son état initial avant mise en œuvre du programme de mesures et \bar{e}_i le bon état à atteindre sur l'unité. Il est possible que l'état initial soit satisfaisant ou pas. Il est également possible que la mise en œuvre d'une mesure sur un site particulier ait des impacts induits sur d'autres sites en raison de leurs solidarités écologiques. Notons $A_i(m)$, où $m = (m_1, m_2, \dots, m_1, \dots, m_1)$ désigne un programme de mesures appliquée à l'ensemble des unités de gestion écologique composant l'hydrosystème, l'impact sur l'état écologique de l'unité i de la totalité du programme de mesures. Cette formulation permet de capturer l'existence d'effets induits d'une mesure appliquée à un site sur tout autre site. L'impact est mesuré en termes d'état écologique et là aussi, pour simplifier la présentation, on supposera que l'état est mesuré selon un gradient continu. De sorte que $A_i(m_k)/\partial m_k$ désigne l'impact marginal sur l'état écologique de la zone i de la mesure m_k appliquée à la zone k . Il n'est d'ailleurs pas exclu a priori que cet impact induit soit négatif pour certains sites même s'il est probablement positif sur la zone à laquelle la mesure est appliquée.

L'approche coût-efficacité a pour but de déterminer le programme de mesures à entreprendre permettant d'atteindre le bon état sur tous les sites au moindre coût. Formellement il s'agit de résoudre le problème suivant :

$$\begin{aligned} \text{Min} \quad & \sum_{i=1}^I C_i(m_i) \\ \text{s.c.} \quad & e_k^0 + A_k(m) \geq \bar{e}_k \quad k \in \{1, \dots, I\} \\ & \underline{m}_i \leq m_i \leq \bar{m}_i \quad i \in \{1, \dots, I\} \end{aligned}$$

Le Lagrangien associé à ce programme est le suivant :

$$L = - \sum_{i=1}^I C_i(m_i) + \sum_{k=1}^I \lambda_k \{A_k(m_1, m_2, \dots, m_i, \dots, m_1) + e_k^0 - \bar{e}_k\} + \sum_{i=1}^I \{\alpha_i(m_i - \underline{m}_i) + \beta_i(\bar{m}_i - m_i)\}$$

Où λ_k désigne le multiplicateur de Lagrange associé à la contrainte d'atteinte du bon état écologique sur l'unité k tandis que α_i et β_i désignent les multiplicateurs de Lagrange associés aux contraintes de faisabilité technique des mesures dans chaque zone i . Un programme de mesures coût-efficace satisfait :

$$\begin{aligned} \frac{dC_i(m_i)}{dm_i} &= \sum_{k=1}^I \lambda_k \frac{\partial A_k(m)}{\partial m_i} + \alpha_i - \beta_i & i \in \{1, \dots, I\} \\ \lambda_i (A_i(m) + e_i^0 - \bar{e}_i) &= 0 & \lambda_i \geq 0 & i \in \{1, \dots, I\} \\ \alpha_i (m_i - \underline{m}_i); \alpha_i &\geq 0 & \beta_i (\bar{m}_i - m_i) = 0, \beta_i &\geq 0 & i \in \{1, \dots, I\} \end{aligned}$$

Négligeons pour simplifier les contraintes de faisabilité technique en les supposant satisfaites, c'est-à-dire que les mesures composant le programme solution ne butent pas sur les bornes de l'espace des mesures possibles. Alors les multiplicateurs correspondant sont tous nuls.

Les multiplicateurs λ_k s'interprètent comme l'équivalent monétaire (la « valeur » au sens économique donc) de la satisfaction de la contrainte de bon état sur le site k . La deuxième ligne des conditions précédentes nous signale que dans le cas où le programme de mesure améliorerait l'état écologique du site au-delà de ce qu'exige le bon état, alors la valeur de cet encore meilleur état serait nulle. Elle ne sera positive que pour les sites qui parviennent juste au bon état. L'objectif étant le bon état, engager des mesures coûteuses pour faire encore mieux que cet état serait du gaspillage par rapport à l'objectif et donc sans valeur. La première ligne indique de son côté que la meilleure mesure pour la zone i est celle qui égalise le coût marginal à la somme sur tous les sites de la valeur des améliorations d'état qu'elle permet.

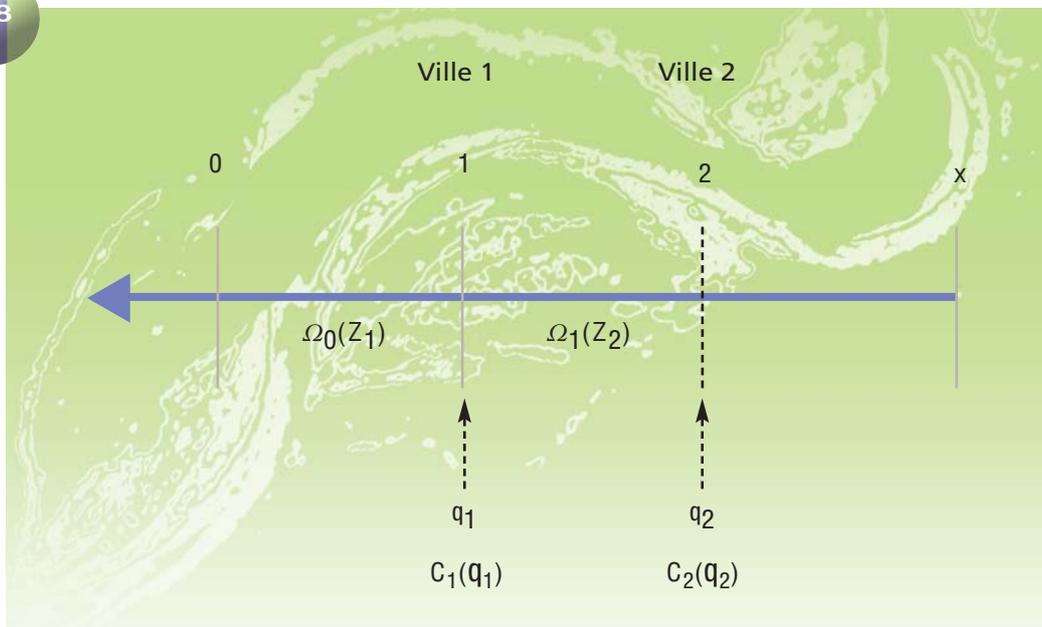
On voit toute l'importance de mesurer par programmation numérique les niveaux monétaires des multiplicateurs λ_k . La seule considération du coût d'une mesure sur un site ne permet pas de connaître la valeur économique de cette mesure en termes d'efficacité dans l'atteinte du bon état pour l'ensemble des sites potentiellement impactés par la mesure. C'est ce que permet d'identifier, zone par zone, le calcul des multiplicateurs. On appelle parfois ces multiplicateurs bénéfiques marginaux d'opportunité de l'amélioration de la zone k . En fait la méthode de calcul d'un programme coût-efficace que l'on vient de décrire sommairement est une illustration des méthodes de coûts d'opportunité précédemment décrites mais ici appliquée à la construction et à l'évaluation de la valeur économique d'un programme de mesures sur la base de son rendement coût-efficacité.

. 0 B / *) 2/ < / (0 > 0 (/) 2 < / (≠ 1) 203+ % & < / * B + (+ /) 8

§ onsidérons un cours d'eau soumis à des rejets polluants. Pour fixer les idées, le cours d'eau est assimilé à une ligne orientée avec deux points intermédiaires de rejet, un point aval, par convention, le point 0, et un point amont X, l'eau s'écoulant du point X vers le point 0. Aux points 1 et 2 se situent deux agglomérations dont les rejets polluent le cours d'eau. On note q_x le volume des rejets transférés en rivière au point x , $C_x(q_x)$ le coût d'assainissement résultant d'un rejet net en rivière d'un montant q_x et $c(q_x)$ la fonction de coût marginal où $c(q_x)$ est négatif et croissant. En effet, plus l'effort de réduction des rejets s'accroît et plus le coût marginal devrait augmenter, impliquant qu'en tant de fonction des rejets polluants net, le coût marginal devrait décroître.

On note Z_x un indicateur de pollution en rivière mesuré au point x . L'objectif de l'Agence est de faire respecter une norme de pollution maximale \bar{Z} tout au long du cours d'eau. Pour simplifier on suppose qu'il n'y a pas de pollution provenant de l'amont du point 2, de sorte que : $Z_2 = q_2$ la pollution en rivière mesurée au point 2 est simplement les rejets de l'agglomération située en ce point. La pollution tend à s'accumuler lorsqu'on va de l'amont vers l'aval mais le milieu naturel est capable d'éliminer une fraction de cette pollution. Notons $\Omega_x(Z_{x+1})$ la quantité de polluant éliminée par le milieu le long du tronçon $[x, x+1)$ en tant que fonction des caractéristiques biologiques et morphologiques du tronçon et du volume de polluant en provenance de l'amont transitant par ce tronçon (Figure 88).

Figure 88



Eléments principaux du modèle simple à l'étude

La dynamique spatiale de la pollution est par conséquent donnée par :

$$z_x = q_x - \Omega_x(z_{x+1}) + z_{x+1}$$

L'objectif de l'agence est de mettre en place une politique de rejet permettant d'atteindre la norme \bar{z} au coût minimal. On est donc dans la logique d'un programme coût-efficacité au sens défini dans la troisième partie : l'objectif environnemental est donné et l'on cherche les moyens les moins coûteux de le réaliser.

Le milieu sur un tronçon quelconque ne peut éliminer davantage de pollution que la pollution entrante sur ce tronçon de sorte que nécessairement : $\Omega_x(Z_{x+1}) < Z_{x+1}$. Il en résulte que le niveau de pollution au mieux reste le même d'un point de rejet à l'autre ou augmente de l'amont vers l'aval. On en conclut que pour que la norme soit satisfaite en tout point du cours d'eau, il faut et il suffit qu'elle soit satisfaite à l'aval, c'est-à-dire au point 0. Tous les points situés en amont feront mieux que la norme. Le problème s'écrit donc formellement :

$$\begin{aligned} \text{Min} \quad & C_1(q_1) + C_2(q_2) \\ \text{s.c} \quad & z_x = q_x - \Omega_x(z_{x+1}) + z_{x+1} \quad x = 0, 1 \\ & z_0 \leq \bar{z} \end{aligned}$$

Pour résoudre ce problème, il convient d'appliquer le principe du maximum discret. Se rappelant que $\text{Min } f(x) = - \text{Max } f(x)$ et réécrivant la dynamique spatiale de la pollution sous la forme : $Z_{x+1} - Z_x = -q_x + \Omega_x(Z_{x+1})$, le Hamiltonien associé à ce programme s'écrit :

$$H_x = -C_x(q_x) - C_2(q_2) + \lambda_{x+1}(-q_x + \Omega_x(z_{x+1}))$$

Avec la condition initiale : $Z_0 = \bar{z}$, faire mieux que la norme à l'aval n'ayant aucun intérêt économique. Les conditions d'optimalité sont alors les suivantes :

$$\begin{aligned} -c_x(q_x) &= \lambda_{x+1} \\ \lambda_{x+1} - \lambda_x &= -\lambda_{x+1} \frac{d\Omega_x(z_{x+1})}{dz_{x+1}} \end{aligned}$$

Pour saisir les implications économiques de ces formules, il est préférable d'étudier des cas particuliers. On va traiter successivement deux cas :

1. Le milieu n'épure pas la pollution : $\Omega_x(Z_{x+1}) = 0$

Ce cas est surtout utile comme point de départ. On déduit de la deuxième condition de premier ordre que nécessairement : $\lambda_0 = \lambda_1 = \lambda_2 = \lambda$ et donc que les coûts marginaux d'abattement doivent être égaux en tout point de rejet. Pour fixer les idées supposons que la fonction de coût d'assainissement des rejets des collectivités soit la même en tout point et que la pollution brute à traiter soit aussi la même (les villes sont de taille identique). Plus précisément, postulons que cette fonction ait l'expression suivante :

$$C(q) = \frac{c}{2}(\bar{q} - q)^2$$

Où \bar{q} mesure le niveau des rejets bruts avant assainissement, supposé le même pour les deux agglomérations. On en déduit que le coût marginal est simplement : $c(q) = -c(\bar{q} - q) = cq - c\bar{q} < 0$ puisque par construction les rejets nets sont inférieurs aux rejets bruts : $q < \bar{q}$. Il résulte alors de la première condition d'optimalité que :

$$\lambda = c\bar{q} - cq_1 = c\bar{q} - cq_2 \Rightarrow q_1 = q_2 = q$$



Il est clair que les villes étant supposées identiques, elles devront faire le même effort d'assainissement et donc émettre le même montant de rejets nets. Mais puisque $Z_0 = q_1 + q_2 = 2q = \bar{Z}$ en l'absence d'épuration par le milieu, on voit que les rejets nets doivent être égaux à $\bar{Z}/2$ et donc que $\lambda = c(\bar{q} - \bar{z}/2)$.

λ s'interprète comme la contribution à la fonction objectif du programme d'une légère augmentation de la pollution présente dans le milieu ambiant. C'est donc de manière équivalente le coût marginal d'opportunité de la norme au sens où cette grandeur mesure l'augmentation de charges en termes de coûts d'assainissement que les agglomérations devraient supporter si l'on durcissait la norme de qualité de l'eau en rivière. En l'absence d'épuration naturelle, le problème revient simplement à partager en deux la charge du maintien de la norme entre les deux villes, partage à parts égales puisque les deux villes ont été posées identiques en taille et en performances d'assainissement. La capacité d'épuration par le milieu va profondément altérer cette logique. C'est ce que l'on va examiner maintenant.

2. Épuration naturelle proportionnelle à la pollution entrante

L'épuration naturelle est proportionnelle à la pollution entrante : $\Omega_X(Z_{X+1}) = \partial_X Z_{X+1}$ avec $\partial_X < 1$ mesurant le coefficient d'abattement sur le tronçon $[x, x+1)$, pas nécessairement le même d'un tronçon à l'autre pour exprimer le fait que les milieux peuvent être hétérogènes, un point sur lequel on a longuement insisté dans le corps de l'ouvrage. Le problème de cette formulation est qu'elle suppose que le milieu épure d'autant mieux qu'il est plus pollué, ce qui n'a guère de sens biologique.

Il résulte de l'équation définissant la dynamique spatiale de la valeur de la norme de qualité que : de sorte que : $\lambda_{x+1} - \lambda_x = -\lambda_{x+1}\delta_x$, d'où il résulte que : $\lambda_x = (1 + \delta_x)\lambda_{x+1}$

$$\lambda_0 = (1 + \delta_0)\lambda_1 = (1 + \delta_0)(1 + \delta_1)\lambda_2$$

Et donc qu'à présent : $\lambda_0 > \lambda_1 > \lambda_2$

A cause de l'épuration naturelle, il n'est plus possible de parler d'un coût d'opportunité associé à la contrainte de qualité devant s'appliquer à toute la rivière. Bien que la norme de pollution maximale soit uniforme sur le cours d'eau et donc indépendante de la localisation, sa « valeur », au sens du coût d'opportunité de la norme, varie tout au long du cours d'eau en fonction des processus d'épuration naturelle par le milieu aquatique. Dans le cas considéré, on obtient le résultat plus fort, qu'indépendamment de l'hétérogénéité des milieux, le coût d'opportunité augmente de l'amont vers l'aval.

On peut interpréter ainsi ce résultat. Considérons l'impact à la marge d'un accroissement de pollution. Si cet accroissement se produit très à l'amont, il bénéficiera de toute la chaîne de traitement naturel de la pollution jusqu'à l'aval, tandis que si cet accroissement se produit à l'aval, il ne bénéficiera que d'une chaîne de traitement plus courte. Il en résulte que toutes choses égales par ailleurs, un accroissement de pollution très en amont est moins grave que plus en aval, ce qui explique un coût d'opportunité de la pollution plus faible en amont qu'en aval et donc la croissance du coût d'opportunité de l'amont vers l'aval.

Dans le cas de villes identiques traité auparavant on voit que maintenant, la ville 1 doit fournir un effort d'assainissement supérieur à celui de la ville 2, c'est-à-dire supporter un coût d'assainissement supérieur de sorte que $q_1 < q_2$. Développons la récurrence spatiale de la pollution :

$$\begin{aligned} \bar{z} &= z_0 = (1 - \delta_0)z_1 \\ &= (1 - \delta_0)(q_1 + (1 - \delta_1)z_2) \\ &= (1 - \delta_0)(q_1 + (1 - \delta_1)q_2) \end{aligned}$$

La règle de partage des efforts induit à présent que : $q_1 = (1-\vartheta) q_2$. La ville 2 bénéficie d'un avantage lié à l'épuration naturelle sur le tronçon de rivière joignant les deux agglomérations.

En comparant le coût d'opportunité dans le modèle sans épuration aux coûts d'opportunité relatifs aux tronçons, on établit la valeur à la marge du service d'épuration rendu par les milieux naturels. Notons certains points importants. Même si les caractéristiques biophysiques des milieux étaient les mêmes, la valeur ainsi calculée du service n'a aucune raison d'être la même sur différents tronçons de rivière. En effet elle dépend évidemment des rejets dans le milieu qui sont variables. Deuxièmement, même si les rejets sont identiques en chaque point de rejet et que les milieux sont homogènes, la valeur du service n'a aucune raison d'être la même. En effet les milieux sont reliés par le cours d'eau et par conséquent leur position spatiale dans la chaîne de traitement de la pollution le long du cours d'eau influe sur la valeur du service qu'ils rendent. Dans l'exemple simple traité, il faut remarquer que la valeur du coût d'opportunité croît de manière multiplicative le long du cours d'eau alors que le processus de transfert de masses de contaminants est de nature additive. C'est une conséquence de l'hypothèse de proportionnalité. Il en résulte qu'additionner des coûts pour chaque tronçon pour en déduire une sorte de valeur « agrégée » à l'échelle d'un cours d'eau est en général dénué de sens.



T; L; 2/ & / * ' +3; / *



- Aboville (D') G., 2005, La pêche, acteur de la vie du littoral métropolitain : L'heure des choix.** Conseil économique et social. Disponible sur <http://www.lecese.fr/travaux-publies/la-peche-acteur-de-la-vie-du-littoral-metropolitain-lheure-des-choix>
- Amigues J. P., Nauges C. et Thomas A., 2000 :** Alimentation en eau potable et tarification, In "Evaluation des politiques de régulation de substances potentiellement nuisibles pour la santé et l'environnement". INRA ESR Rennes, p 15-40.
- Amigues J. P., Arnaud F. et Bonnieux F., 2003 :** Evaluation des dommages dans le domaine de l'eau. Contribution à la constitution d'une base de données française. Rapport de contrat pour le MEDD, 38 p + Annexes.
- Aoubid S, Gaubert H, 2010 :** Evaluation économique des services rendus par les zones humides. MEEDDM/CGDD, collections Etudes et documents, n° 23, juin 2010.
- Belliard J, Boët P, Allardi J. 1995 :** Evolution à long terme du peuplement piscicole du bassin de la Seine. Bull. Fr. Pêche Piscic., 337/338/339, 83-91.
- Blandin P., Lamotte M., 1984 :** Ecologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques. In Lamotte M. : Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire. Masson, Paris, 139-162.
- Boyd J., 2007 :** Nonmarket benefits of nature: What should be counted in green GDP? Ecological Economics, 61, 716-723.
- Boyd J., Banzhaf S., 2007 :** What are ecosystem services? The need for standardized environmental accounting units. Ecological Economics, 61, 616-626.
- Brander L.M., Florax R.J.G., Vermaat J.E., 2006 :** The empirics of Wetland Valuation: A comprehensive Summary and a Meta-Analysis of the literature. Environmental & Resource Economics, 33, 223-250.
- Chevassus-au-Louis B., Salles JM, Pujol JL, 2009 :** Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes - Contribution à la décision publique. Rapport du Centre d'analyse stratégique. La Documentation française, coll. Rapports et documents , n° 18, Paris. Disponible sur http://www.strategie.gouv.fr/article.php?id_article=980
- Comité interministériel de l'évaluation des politiques publiques - Premier ministre - Commissariat général du Plan, septembre 1994 :** Les zones humides – rapport d'évaluation. La Documentation française.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R. et al., 1997 :** The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature, 387, 253-260.
- Costanza R., 2008 :** Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. Biological Conservation, 141, 350-352.
- Décret n°2007-135 du 30 janvier 2007 précisant les critères de définition et de délimitation des zones humides figurant à l'article L. 211-1 du code de l'environnement.
- De Groot R., 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, 393-408.
- EcoWhat-ACTéon, 2009 :** a. Evaluation économique des zones humides. Volume 1. Synthèse de la bibliographie. Ed. Agence de l'eau Adour-Garonne, Disponible sur http://www.pole-lagunes.org/ftp/LettreLagunes/2009/LL_mai2009/AEAG_EtudeEconomieZH_Vol1_2009.pdf
- EcoWhat-ACTéon, 2009 :** b. Evaluation économique des zones humides. Volume 2. Etudes de cas sur le bassin Adour-Garonne. Ed. Agence de l'eau Adour-Garonne
- Fisher B., Turner R.K., 2008 :** Ecosystem services: classification for valuation. Biological Conservation, 141, 1167-1169.
- Fisher B., Turner R.K., Morling P., 2009 :** Defining and classifying ecosystem services for decision making. Ecological Economics, 68, 643-653.
- Hubbell S.P., 2001 :** The unified neutral theory of biodiversity and biogeography. Princeton (New Jersey): Princeton University Press,.
- Laurans Y., Cattani A., Dubien I., 1996 :** Les services rendus par les zones humides à la gestion des eaux : évaluations économiques pour le bassin de Seine-Normandie. Rapport pour l'agence de l'eau Seine-Normandie.
- Martinez Hélène, 2010 :** Analyse comparative des orientations et dispositions des SDAGE métropolitains. Mission de stage Onema.

- MEEDDM, 2009** : Evaluation des services rendus par les écosystèmes en France. Etude exploratoire. Synthèse. Ed. MEEDDM. Disponible sur http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/DGALN_Synthese_Rapport_Final_MEA20100204.pdf
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005** : Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.
- MNHN, 2010** : Projet de caractérisation des fonctions écologiques des milieux en France. Rapport pour le MEEDDM. Collection Etudes et documents n° 20, Disponible sur <http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/ED20.pdf>
- Morandeau D., Meignien P., 2010** : Vers des indicateurs de fonctions écologiques. Liens entre biodiversité, fonctions et services. CGDD/MEEDDM, Collections « Le point sur », n° 51, mai 2010.
- Morardet S., 2009** : Evaluation économique des services rendus par les zones humides en France : synthèse des travaux existants. Rapport de la convention Cemagref - Onema 30/2008.
- Myrick freeman A., 1993** : The Measurement of Environmental and Resource Values: Theory and Methods, **Washington**: Resources for the Future.
- Norgaard R., 2006** : Values and Valuation in a Rapidly Changing World. Plenary address at the Annual Meeting of the American Institute of Biological Sciences. Washington, D.C. May 25. [http://www.aibs.org/media-library/O'Neill R.V., 2001](http://www.aibs.org/media-library/O'Neill_R.V.,_2001) : Is It Time to Bury the Ecosystem Concept? (With Full Military Honors, of Course!). Ecology, 82, 3275-3284.
- Pearce D., Moran D., 1994** : The economic value of biodiversity. Ed. UICN and EARTHSCAN.
- Salanié J., Le Goffe P., Surry Y., 2004** : Evaluation des bénéfices procurés par le démantèlement des barrages hydroélectriques : le cas de la pêche au saumon sur la Sélune. Ingénieries, 39, 65-78.
- Valiron F., 1990** : La politique de l'eau en France, de 1945 à nos jours, Presses des Ponts et Chaussées.
- Wallace K.J., 2007** : Classification of ecosystem services: Problems and solutions. Biological Conservation, 139, 235-246.
- Wallace K.J., 2008** : Ecosystem services: Multiple classifications or confusion? Biological Conservation, 141, 353-354.
- Westman W., 1977** : How much are nature's services worth. Science, 197-964.
- World Resources Institute , 2004** : Annual Report 2003 : http://pdf.wri.org/wri_annual_report_2003.pdf



Rédaction

Jean-Pierre Amigues & Bernard Chevassus-au-Louis

Collaboration

Véronique Barre, Philippe Dupont, Sarah Hernandez, Véronique Nicolas et Eric Tabacchi

Edition

Véronique Barre (direction de l'action scientifique et technique de l'Onema)

Création et mise en forme graphiques

Béatrice Saurel (saurelb@free.fr)

Citation

Amigues J.P. et Chevassus-au-Louis B., 2011. Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels. Onema. 172 pages.

Remerciements

Le document de réflexion dont est issu cet ouvrage est l'œuvre du groupe de travail du Conseil Scientifique animé par l'Onema sur « Evaluation quantitative et qualitative des services écosystémiques de l'eau et des milieux aquatiques », nous les remercions très chaleureusement pour ce travail collectif très fructueux. Nous remercions aussi sincèrement tous les membres du conseil scientifique pour leurs remarques constructives et les discussions animées en plénière qui ont permis de compléter et d'améliorer le texte ; un salut particulier à Luc Abbadie, président du CS, Bernard Drobenko et Guy Oberlin.

Un grand merci aussi à la direction de l'action scientifique et technique (DAST) de l'Onema, en particulier nos collaborateurs directs pour cet ouvrage, très actifs et pertinents, qui ont formé avec nous une véritable équipe et en particulier à Véronique Barre, qui a assuré la coordination générale de ce travail et dont la douce opiniâtreté a permis le succès de cette entreprise ; merci aussi aux autres chargés de mission de la DAST et de la délégation à l'information et la communication (DIC) qui ont amené ponctuellement leurs compétences.

Cet ouvrage ne serait pas aussi clair et attractif sans les illustrations, tous nos remerciements à Béatrice Saurel pour le graphisme, à Amandine Samuel, stagiaire à la DIC, pour la recherche iconographique ainsi qu'aux particuliers et photothèques (Onema, MEDDTL, Cnrs, Inra) qui nous ont cédé gracieusement des photos.



La collection « Comprendre pour agir »
accueille des ouvrages issus
de travaux de recherche et d'expertise
mis à la disposition des enseignants,
formateurs, étudiants, scientifiques,
ingénieurs et des gestionnaires de l'eau
et des milieux aquatiques.

Déjà parus

Éléments d'hydromorphologie fluviale (octobre 2010)

**Éléments de connaissance pour la gestion
du transport solide en rivière**
(mai 2011)



ISBN : 979-10-91047-00-5

Achévé d'imprimer en France par I.M.E en décembre 2011.
Cet ouvrage a été réalisé avec des encres végétales sur du
papier PEFC 100% issu de forêts gérées
durablement et de sources contrôlées, chez un
imprimeur respectant toutes les normes environnementales.



Régulation risques naturels

Notre rapport à la nature évolue et le vocabulaire suit. Milieu naturel, environnement ont laissé la place aux termes d'écosystèmes, de ressources, de milieux, eux-mêmes complétés aujourd'hui par ceux de services écosystémiques, voire écologiques, de coûts/bénéfices environnementaux etc.

Qu'il s'agisse de fourniture d'eau pour la consommation humaine ou pour d'autres usages, de la régulation des extrêmes hydrologiques, de leur utilisation comme voies de communication ou comme zones de loisirs, mais aussi du support essentiel qu'ils apportent au maintien de nombreuses espèces et au bon fonctionnement des écosystèmes terrestres avec lesquels ils s'imbriquent, les milieux aquatiques procurent de nombreux services aux sociétés humaines. Les services écologiques recouvrent cet ensemble de biens et de services matériels ou immatériels issus de la nature et dont l'homme bénéficie.

Dans leur ouvrage *Evaluer les services écologiques des milieux aquatiques : enjeux scientifiques, politiques et opérationnels*, les auteurs, Jean-Pierre Amigues et Bernard Chevassus-au-Louis dressent une première synthèse très complète sur le sujet, qui intéressera les acteurs de l'eau : élus, techniciens, comme les enseignants, scientifiques ou étudiants... Ils précisent les notions issues des études de la biodiversité en les appliquant à la gestion des milieux aquatiques. Ils mettent en perspective les enjeux de l'évaluation socio-économique des services pour la gouvernance de l'eau en France, jusqu'ici davantage concernée par la qualité de la ressource que par celle des milieux.

L'ambition ouverte par la directive cadre sur l'eau est de concilier la préservation et la restauration des milieux naturels avec un accès durable à l'eau. Cet ouvrage nous montre que l'évaluation des services écologiques au service de cet objectif est au carrefour de différents enjeux et défis posés tant à la communauté scientifique qu'aux acteurs de l'eau.

Ce troisième ouvrage de la collection *Comprendre pour agir* détaille les principaux éléments de ce que pourrait être une doctrine d'emploi de l'évaluation des services écologiques comme une aide à la gestion et à la décision publique.

Jean-Pierre Amigues, économiste, Directeur de recherche à l'INRA, membre de l'Ecole d'Economie de Toulouse (TSE), travaille depuis 25 ans dans le champ de l'économie des ressources naturelles, de l'eau et du changement climatique en particulier, et en l'économie de l'évaluation environnementale.

Bernard Chevassus-au-Louis, hydrobiologiste, Inspecteur général de l'Agriculture, a développé ses recherches à l'INRA sur la biologie des organismes aquatiques puis a été Directeur général de cet Institut. Il a ensuite été Président du Muséum national d'Histoire naturelle et s'est attaché à sensibiliser aux enjeux de la biodiversité et de sa contribution au développement durable.

