

L'eutrophisation

Manifestations, causes,
conséquences et prédictibilité

G. Pinay, C. Gascuel, A. Ménesguen, Y. Souchon,
M. Le Moal, A. Levain, C. Étrillard, F. Moatar,
A. Pannard, P. Souchu



L'eutrophisation

Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité

Gilles Pinay, Chantal Gascuel, Alain Ménesguen,
Yves Souchon, Morgane Le Moal, Alix Levain, Claire Étrillard,
Florentina Moatar, Alexandrine Pannard, Philippe Souchu



Collection *Matière à débattre et décider*

La dépendance alimentaire de l'Afrique du Nord et du Moyen-Orient à l'horizon 2050

Bertrand Schmitt, Chantal Le Mouël

2017, 144 p.

Agriculture et alimentation durables

Trois enjeux dans la filière céréales

Gilles Charmet, Joël Abécassis, Sylvie Bonny, Anthony Fardet,

Florence Forget, Valérie Lullien-Pellerin

2017, 192 p.

Le recyclage des résidus organiques

Regards sur une pratique agro-écologique

Hélène Jrousseau, Sabine Houot, Jean-Marie Paillat, Hervé Saint-Macary, coord.

2016, 276 p.

Le présent document constitue la synthèse du rapport d'une Expertise scientifique collective confiée par les ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture et l'Agence française pour la biodiversité au CNRS, à l'Ifremer, à l'Inra et à Irstea. Il a été élaboré par un collectif d'experts scientifiques sans condition d'approbation préalable par les commanditaires, et n'engage que la responsabilité de ses auteurs.

Le rapport d'expertise et le résumé sont disponibles sur le site www.cnrs.fr/inee.

Pour citer ce document :

Gilles Pinay, Chantal Gascuel, Alain Ménesguen, Yves Souchon, Morgane Le Moal, Alix Levain, Claire Étrillard, Florentina Moatar, Alexandrine Pannard, Philippe Souchu, 2018. *L'eutrophisation. Manifestations, causes, conséquences et prédictibilité*, éditions Quæ (France), 176 pages.

Éditions Quæ

RD 10

78026 Versailles Cedex, France

www.quae.com

© Éditions Quæ, 2018

ISBN : 978-2-7592-2757-0

ISSN : 2115-1229

Le Code de la propriété intellectuelle interdit la photocopie à usage collectif sans autorisation des ayants droit. Le non-respect de cette disposition met en danger l'édition, notamment scientifique, et est sanctionné pénalement. Toute reproduction, même partielle, du présent ouvrage est interdite sans autorisation du Centre français d'exploitation du droit de copie (CFC), 20 rue des Grands-Augustins, Paris 6^e.

Sommaire

Remerciements	4
Introduction	5
Questions posées au CNRS, à l'Ifremer, à l'Inra et à Irstea	6
Méthode	6
Structure de la synthèse	8
1. Qu'est-ce que l'eutrophisation ? Pourquoi et comment survient-elle ?	
Mécanismes de l'eutrophisation	10
Définition de l'eutrophisation	26
Apports, transferts, rétention et transformation de N et P le long des continuum terre-mer	31
La controverse entre N et P	42
Le concept de vulnérabilité	43
2. Quelles évolutions de l'eutrophisation ?	
Évolution globale des flux de nutriments, rôle des activités humaines	48
Analyse de l'évolution sur le long terme de différents systèmes	49
Évolutions mesurées dans le cadre des réseaux de surveillance	58
Impact des changements globaux	63
Les évolutions sociopolitiques et les perceptions par la société	70
3. Dispositifs pour encadrer l'eutrophisation : cadres réglementaires et outils de suivi	
Évolution du cadre réglementaire et surveillance associée	77
Autres réseaux plus spécifiquement dédiés à la surveillance de l'eutrophisation	88
Indicateurs et méthodes pour le suivi de l'eutrophisation	91
Le futur de la surveillance	100
4. Vers la remédiation : prédictibilité, voies de remédiation et gestion intégrée	
Actions sur les symptômes de l'eutrophisation : principes et limites	108
Actions sur les causes de l'eutrophisation : principe et limites	110
Approches économiques de la remédiation	119
Modéliser l'eutrophisation : représenter, comprendre et accompagner l'action	124
Agir dans la complexité : instruments et pratiques d'une gestion intégrée	145
Conclusion	157
Bibliographie	165
Liste des auteurs	173

Remerciements

L'équipe projet remercie très vivement tous les contributeurs scientifiques, ainsi que les membres du comité de suivi et tous les personnels des ministères en charge de l'environnement, de l'agriculture, de la recherche, de l'Agence française pour la biodiversité, du CNRS, de l'Ifremer, de l'Inra, d'Irstea ayant contribué à ce travail.

Nous remercions tout particulièrement Anaïs Tibi, de la Délégation à l'expertise scientifique collective, à la prospective et aux études (DEPE) de l'Inra, pour son accompagnement méthodologique tout au long de ce projet.

Introduction

Les sociétés humaines se sont généralement établies dans des vallées bordant des cours d'eau et des lacs, ou s'étendant le long du littoral. Essentielle à leur développement, l'eau a également toujours été utilisée par les sociétés comme réceptacle des déchets produits, le plus souvent non intentionnellement ou indirectement. L'accroissement des populations et le développement des sociétés ont cependant progressivement dépassé les limites des capacités d'épuration naturelles de l'eau, induisant une dégradation de sa qualité.

L'eutrophisation compte parmi les altérations les plus courantes des eaux continentales et marines. Déclenchés par des apports excessifs en nutriments, les phénomènes d'eutrophisation se traduisent par une productivité exacerbée des écosystèmes aquatiques. Les manifestations les plus connues sont les efflorescences de cyanobactéries toxiques dans les lacs et les cours d'eau, et les proliférations de macroalgues vertes dans les zones côtières. Ces phénomènes génèrent des perturbations majeures des écosystèmes aquatiques et ont des impacts sur les biens et les services associés, sur les activités économiques qui leur sont liées, et sur la santé de l'homme. L'intensification de l'agriculture et l'urbanisation sont identifiées comme les principales contributions de ces apports excessifs de nutriments aux écosystèmes aquatiques.

Les phénomènes d'eutrophisation ont été observés dès le début du xx^e siècle dans les milieux aquatiques situés à proximité des grandes aires urbaines et industrielles des pays industrialisés de l'hémisphère nord. Ils ont donné lieu, il y a quelques décennies, à la mise en place d'actions politiques. Les enjeux de ces politiques, les cadres cognitifs et techniques de prise en charge de ces problèmes, leur visibilité sociale, les connaissances et les instruments qui les appuient ont ensuite considérablement évolué à partir des années 1990. À l'échelle européenne, ces évolutions se traduisent, par exemple, par l'adoption de conventions internationales telles que la convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est, ou par l'adoption de directives européennes comme la directive-cadre sur l'eau (DCE).

Une conséquence importante de ces évolutions est que l'eutrophisation est devenue, dans certains espaces, une question socialement vive, c'est-à-dire une question qui, investie par une pluralité d'acteurs porteurs de valeurs et d'intérêts contrastés, ne peut être uniquement abordée et traitée par l'établissement de preuves scientifiques. Si les phénomènes d'eutrophisation sont observables à l'échelle du globe, ils demeurent des phénomènes locaux : ils se matérialisent selon différentes formes et trajectoires, et sont plus ou moins sensibles et problématisés selon les territoires. Les dispositifs publics de lutte contre l'eutrophisation accentuent ces enjeux sociaux et politiques, du fait, d'une part, des diverses contraintes réglementaires qui y sont associées, et d'autre part, parce qu'ils alimentent le débat public autour des activités identifiées comme contribuant, ou ayant contribué, de façon déterminante à l'enrichissement en nutriments des milieux aquatiques. C'est le cas, en particulier en Europe et en Amérique du Nord, pour l'activité agricole.

Questions posées au CNRS, à l'Ifremer, à l'Inra et à Irstea

DANS CE CONTEXTE DE QUESTIONS SOCIALEMENT VIVES autour des problèmes d'eutrophisation, et en vue d'améliorer la cohérence, la pertinence et l'efficacité de l'action publique, les ministères en charge de l'écologie et de l'agriculture ont souhaité pouvoir s'appuyer sur une base scientifique regroupant les connaissances disponibles sur cette problématique.

Le CNRS, l'Ifremer, l'Inra et Irstea ont ainsi été sollicités pour produire un état des lieux critique des connaissances scientifiques certifiées, sur le plan européen et mondial, sur les causes, les mécanismes, les conséquences et la prédictibilité des phénomènes d'eutrophisation. Le terme d'eutrophisation étant utilisé à la fois par la communauté scientifique et par les politiques publiques, aboutissant à des définitions multiples, il a été demandé aux instituts de recherche de clarifier la définition de l'eutrophisation, en prenant en compte les besoins et les enjeux opérationnels de l'action publique. Il a également été souhaité que soit pris en compte le continuum terre-mer, c'est-à-dire le système de transfert des bassins-versants aux écosystèmes aquatiques d'eaux douces, saumâtres et marines, dans la mesure où il contribue à la caractérisation du risque d'eutrophisation. Enfin, il a été demandé aux quatre organismes d'identifier les verrous scientifiques nécessitant l'acquisition de nouvelles connaissances et pouvant faire l'objet de recherches. A été exclue du champ de l'expertise l'analyse détaillée de l'impact des activités humaines (systèmes agricoles, modalités de traitements de l'eau, etc.) sur l'eutrophisation. Seuls les impacts dans leurs aspects généraux et à une échelle spatiale large sont examinés, de manière à fournir une vision intégrée des processus à l'échelle nationale.

Au-delà de la compréhension des processus bio-physico-chimiques en jeu, il est apparu essentiel aux pilotes de l'expertise d'aborder l'eutrophisation comme un problème de société, pour deux raisons principales. D'une part, parce que l'accentuation des phénomènes d'eutrophisation apparaît comme très liée aux dynamiques de développement des sociétés humaines. D'autre part, parce que la visibilité sociale du phénomène s'accroît. A donc été inclus dans le champ de la littérature étudiée l'ensemble des travaux en sciences humaines et sociales qui se sont penchés sur ces problèmes, en particulier les travaux d'économie, de droit, de science politique, de sociologie et de sciences de gestion qui apportaient des éléments-clés de compréhension et d'analyse en ce qui concerne les politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation et leur contexte de déploiement.

Méthode

LES PRINCIPES FONDATEURS D'UNE EXPERTISE SCIENTIFIQUE COLLECTIVE (ESCO) sont régis, d'une part, par la charte nationale de l'expertise du 22 décembre 2009, réalisée sous l'égide du ministère chargé de la recherche, et à laquelle le CNRS, l'Ifremer, l'Inra et Irstea ont adhéré, et, d'autre part, par des chartes propres à chacun des quatre instituts. La finalité d'une ESCo est de fournir aux pouvoirs publics un socle de connaissances scientifiques

sur lequel s'appuyer dans un processus de décision politique. Une ESCo consiste donc à rassembler la littérature scientifique internationale disponible sur un sujet donné, et à en extraire les points de certitudes, les points d'incertitudes, les lacunes et les éventuelles questions faisant l'objet de controverses scientifiques. L'Expertise scientifique collective n'a pas vocation à fournir des avis d'experts ou des solutions techniques clé en main aux questions qui se posent aux gestionnaires, mais d'identifier les leviers d'action.

La robustesse, la qualité et l'objectivité d'une expertise reposent sur des principes fondateurs énoncés dans la charte nationale et celles des instituts, à savoir : compétence, pluralité et impartialité du collectif d'experts, ainsi que transparence de la démarche. La compétence est garantie par le mode de repérage des experts, qui s'opère sur la base de leurs spécialités en lien avec la problématique ainsi que sur la base de leurs publications reconnues par leurs pairs. La recherche d'une diversité pluridisciplinaire, institutionnelle et internationale des experts permet d'assurer la qualité d'une expertise à travers la pluralité des analyses. Cela favorise par ailleurs la confrontation de points de vue et l'identification d'éventuelles controverses, répondant ainsi au principe d'impartialité, principe également conforté par le fait que chaque expert a rempli une charte de déontologie et de déclaration de liens d'intérêts. Enfin, le principe de transparence est assuré par la traçabilité et la reproductibilité de la méthode et par le fait que les sources utilisées sont rendues publiques.

Le collectif de l'ESCo eutrophisation est composé d'une équipe projet, constituée de quatre pilotes scientifiques soutenus par une responsable de coordination et cinq documentalistes, ainsi que d'un groupe d'experts regroupant 39 scientifiques (la liste des personnes impliquées dans le collectif est indiquée en fin de document). Les domaines de compétences de ce collectif s'étendent de l'écologie, l'hydrologie, la biogéochimie, les sciences biotechniques, aux sciences sociales, au droit, à l'économie. Ils recouvrent les différents types d'écosystèmes aquatiques : cours d'eau, plans d'eau, estuaires, milieu marin côtier et hauturier, ainsi que la notion de continuum entre ces systèmes avec des spécialistes de l'approche bassins-versants.

Le groupe d'experts a élaboré les différents volets de l'expertise, en analysant et en synthétisant les corpus documentaires adéquats. L'ensemble des contributions des experts sont regroupées dans le rapport d'expertise, à partir duquel l'équipe projet a élaboré la présente synthèse (documents disponibles *in extenso* sur le site Internet www.cnrs.fr/inee). Les experts scientifiques sont responsables du rapport. L'équipe projet s'engage, quant à elle, sur les conditions dans lesquelles se déroule le processus d'expertise : qualité du travail documentaire de mise à jour des sources bibliographiques, transparence des discussions entre les experts, animation du groupe de travail et rédaction des documents de synthèse et de communication.

Le corpus bibliographique sur lequel s'appuie l'expertise a été constitué à partir de requêtes effectuées dans le Web of Science (WoS), un service d'information universitaire en ligne qui donne accès à plusieurs bases de données bibliographiques recensant une très grande partie de la littérature scientifique mondiale publiée et certifiée. Pour les sciences humaines et sociales, des recherches complémentaires ont été menées dans les bases Scopus et Econlit. Au sein de ces bases de données,

et avec le soutien des documentalistes, chaque expert a utilisé une combinaison de mots-clés lui permettant d'extraire la littérature répondant à la question dont il avait la charge. Pour certaines questions peu documentées, les experts ont dû compléter le corpus bibliographique avec de la littérature grise, c'est-à-dire de la littérature non visée par un comité de lecture académique. N'était alors retenue que la littérature émanant d'organismes gouvernementaux (rapports scientifiques ou techniques issus ou commandés par des organismes de recherche publics ou les services de l'État). Pour le droit et la surveillance, des textes juridiques et des rapports techniques dans les domaines de l'écologie appliquée ont été inclus. Concernant précisément la question des manifestations de l'eutrophisation dans les départements d'outre-mer, la littérature scientifique académique était très limitée, la majeure partie des informations disponibles se trouvant dans la littérature grise. Par conséquent, la présente analyse bibliographique porte principalement sur la France métropolitaine.

L'expertise repose sur un corpus bibliographique d'environ 4 000 références. Compte tenu de la masse d'information existante et de sa dispersion, il n'est pas possible de garantir l'exhaustivité de l'analyse. Cependant, la rigueur de la démarche et la fiabilité des sources documentaires utilisées permettent de garantir la représentativité du corpus bibliographique par rapport aux questions traitées.

Structure de la synthèse

LA SYNTHÈSE ABORDE DE MANIÈRE TRANSVERSALE les questions traitées dans le rapport. Elle s'articule autour de quatre volets :

- la caractérisation des phénomènes d'eutrophisation,
- leur évolution en lien avec les activités humaines,
- leur suivi,
- leur gestion.

Le premier volet détaille les causes, les mécanismes, les principales manifestations de l'eutrophisation, le rôle qu'y jouent les transferts de nutriments le long du continuum terrestre-aquatique et la notion de vulnérabilité des écosystèmes récepteurs. Une définition de l'eutrophisation y est proposée. Le deuxième volet explicite les évolutions des flux de nutriments et des manifestations de l'eutrophisation, en lien avec les activités humaines, quand le troisième volet interroge la capacité des outils existants pour mesurer ces phénomènes. Enfin, le dernier volet est consacré à la gestion intégrée des phénomènes d'eutrophisation, et cible la prédictibilité de ces phénomènes ainsi que les moyens de remédiation et de prévention.

Dans chacun des quatre volets sont traités dans un premier temps les éléments communs aux milieux marins et aux eaux douces (par exemple les mécanismes, les réflexions et démarches liées aux outils de suivi, etc.), pour dans un second temps identifier les différences entre ces systèmes (par exemple les manifestations de l'eutrophisation, etc.).

1. Qu'est-ce que l'eutrophisation ?

Pourquoi et comment survient-elle ?

L'eutrophisation des écosystèmes aquatiques est une succession de processus biologiques enclenchés en réponse à un apport excessif de nutriments. Elle se traduit par des réponses complexes de l'ensemble des écosystèmes aquatiques d'eau douce, saumâtre ou salée. Elle peut être progressive ou brutale. Les effets les plus notables sont des proliférations de producteurs primaires (plantes aquatiques, algues, cyanobactéries), des phénomènes de toxicité ou d'anoxie (absence d'oxygène), des pertes de biodiversité. L'eutrophisation apparaît le plus souvent aux yeux du grand public comme un problème environnemental très localisé et à travers des phénomènes très médiatisés comme les marées vertes sur les côtes bretonnes.

Or les facteurs qui contrôlent l'eutrophisation ne s'exercent pas qu'à une échelle locale et de manière ponctuelle. Les processus sont contrôlés par des facteurs s'exerçant également à de larges échelles spatio-temporelles. Les nutriments arrivant en zone côtière peuvent en effet provenir de bassins-versants amont parfois éloignés de plusieurs centaines de kilomètres, avant d'être transportés et dilués en mer sur des centaines de kilomètres.

Les processus de l'eutrophisation s'appliquent à tous les milieux aquatiques, même s'ils revêtent des expressions et des dynamiques variées suivant que l'on considère les différents types d'eaux douces, d'eaux saumâtres ou salées.

Ce chapitre présente une description du processus d'eutrophisation et de ses facteurs déclenchants, en soulignant les similitudes et les particularités liées aux grands types de milieux aquatiques, ainsi qu'une analyse systématique des définitions existantes dans la littérature afin d'en extraire un cadre commun pour une utilisation à la fois scientifique et technique. Une analyse des mécanismes de transfert des nutriments le long du continuum terre-mer depuis les têtes de bassins-versants vers les écosystèmes aquatiques d'eau douce, saumâtre et salée, et une analyse critique de la littérature concernant la controverse actuelle au sein de la communauté scientifique sur les rôles respectifs de l'azote et du phosphore dans le déclenchement de l'eutrophisation sont proposées. Une application du concept de vulnérabilité à l'eutrophisation est enfin exposée.

Mécanismes de l'eutrophisation

Facteurs de contrôle de l'eutrophisation

Quel que soit l'écosystème aquatique concerné, le compartiment des producteurs primaires, c'est-à-dire le compartiment des organismes produisant leur propre matière organique, est toujours le premier impacté lors des processus d'eutrophisation. Des réactions en chaîne s'ensuivent au sein des autres compartiments biologiques avec des conséquences sur les cycles biogéochimiques, les dynamiques des communautés biologiques et finalement l'évolution de l'écosystème aquatique dans son ensemble. Afin de bien comprendre l'eutrophisation et ses facteurs de contrôle, il est tout d'abord nécessaire de faire un rapide rappel du fonctionnement du compartiment des producteurs primaires. Les facteurs qui influencent ce fonctionnement et contrôlent ainsi l'eutrophisation seront ensuite examinés.

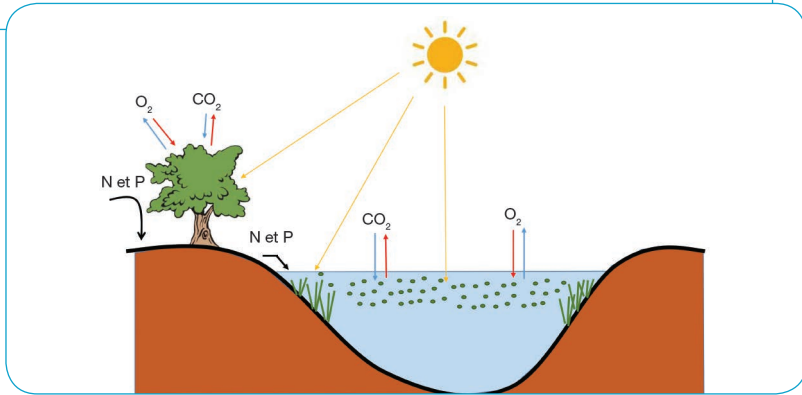
Rappels sur le compartiment des producteurs primaires

Les producteurs primaires aquatiques sont des organismes variés : cyanobactéries, algues, végétaux supérieurs (phanérogames), fougères (ptéridophytes), mousses (bryophytes). Ils présentent une très grande diversité phylogénétique, bien qu'étant tous des organismes capables de produire du carbone organique et de l'oxygène à partir du dioxyde de carbone et de l'eau grâce à l'énergie solaire. Cette diversité se traduit par une multiplicité de mécanismes physiologiques, de voies métaboliques et de structures morphologiques des organismes photosynthétiques aquatiques.

Les producteurs primaires peuvent être classés en groupes fonctionnels, qui regroupent parfois des groupes taxinomiques très variés. Ils peuvent ainsi être séparés entre microphytes et macrophytes. Les microphytes sont les producteurs primaires microscopiques regroupant les cyanobactéries et les microalgues. Les macrophytes sont les producteurs primaires visibles à l'œil nu, et ce terme englobe les macroalgues, les végétaux supérieurs, les fougères aquatiques et les mousses. Les producteurs primaires peuvent se développer librement dans la colonne d'eau (phytoplancton), ou bien attachés à un substrat (phytobenthos) ou à d'autres organismes (épiphytes ou épibiontes).

Ces producteurs primaires convertissent l'énergie lumineuse en énergie chimique qu'ils stockent sous forme de carbone organique grâce au processus biologique appelé photosynthèse. Dans ce processus, les producteurs primaires réduisent le gaz carbonique (CO_2) atmosphérique ou dissous dans l'eau, et libèrent de l'oxygène (figure 1.1). La production primaire nette (production de matière organique) de la planète est estimée à 10^{17} g C/an avec $56 \cdot 10^{15}$ et $48 \cdot 10^{15}$ g C/an respectivement pour les écosystèmes terrestres et marins. Le principal moteur de la dégradation de cette matière organique, en milieu terrestre comme en milieu aquatique, est le processus de respiration. La respiration aérobie produit de l'énergie pour l'organisme grâce à l'oxydation du carbone organique en présence d'oxygène ; cette réaction produit du gaz carbonique (CO_2). En absence d'oxygène (anoxie),

Figure 1.1. Photosynthèse (ou production primaire, flèches bleues) et respiration (ou dégradation de la matière organique, flèches rouges).



des micro-organismes sont capables de produire de l'énergie à partir de la matière organique en utilisant d'autres molécules oxydantes (nitrate, fer et manganèse oxydés, sulfate) ; on parle alors de respiration anaérobie.

La matière vivante végétale produite grâce à la photosynthèse est constituée de divers éléments chimiques. Les cinq principaux éléments constitutifs de la matière organique sont le carbone (C), l'hydrogène (H), l'oxygène (O), l'azote (N) et le phosphore (P). Le magnésium (Mg), le potassium (K), le calcium (Ca) et le soufre (S) sont des macronutriments (> 0,1 % du poids sec de l'organisme) considérés comme essentiels chez les végétaux. Des micronutriments, tels que le fer (Fe), le bore (B), le manganèse (Mn), le zinc (Zn), le cuivre (Cu), le nickel (Ni), le chlore (Cl), le molybdène (Mo) sont également essentiels. Cependant, au sein des différents groupes de producteurs primaires, la dépendance vis-à-vis de ces différents nutriments varie. Par exemple, chez les algues, C, H, O, N, P, Mg, Cu, Mn, Zn, Mo et Fe sont considérés comme étant essentiels pour tous les phylums. S, K, et Ca sont ensuite nécessaires pour toutes les algues et les plantes supérieures, mais peuvent être partiellement remplacés par d'autres éléments. Enfin, le sodium (Na), le cobalt (Co), le sélénium (Se), le silicium (Si), le chlore (Cl), le bore (B) et l'iode (I) sont essentiels seulement pour certaines algues. Par exemple, le silicium est indispensable pour les diatomées, des microalgues munies d'une enveloppe siliceuse.

Les rapports de masse entre les différents nutriments (stœchiométrie) sont relativement stables à l'échelle globale. Dans le milieu marin, Redfield a montré dès 1934 que les compositions moyennes de l'eau et de la biomasse phytoplanctonique de l'océan Atlantique présentaient une grande stabilité, caractérisée par des rapports en nombre d'atomes de 106/16/1 pour le carbone, l'azote et le phosphore respectivement ; ce qui signifie que, pour un atome de phosphore utilisé lors de la biosynthèse, 16 atomes d'azote

et 106 atomes de carbone sont consommés. En 1985, Brzezinski a complété ces rapports en y ajoutant la silice, élément indispensable à la croissance des diatomées, avec des rapports C:Si:N:P de 106:15:16:1. En eau douce, les rapports entre éléments sont moins homogènes qu'à l'échelle de l'océan global, et les rapports C/N, C/P et N/P sont plus élevés. Récemment, des auteurs ont montré que la composition en éléments varie en fonction des grands groupes phytoplanctoniques et des contraintes environnementales. Certains auteurs ont montré que le rapport de Redfield N/P de 16 n'est pas un optimum biochimique universel mais qu'il résulte de la moyenne des rapports N/P des espèces.

L'apport de nutriments

La production primaire est limitée par le nutriment qui, en premier, vient à manquer. Ce concept repose à l'origine sur la loi du minimum de Liebig (1850) en agronomie, utilisée dans la période postindustrielle pour optimiser les rendements des cultures de végétaux supérieurs avec l'ajout des fertilisants. Cette loi, qui s'applique aux organismes photosynthétiques des milieux aquatiques, est complétée par la loi de Liebscher. Cette dernière, à la fin du XIX^e siècle, met en évidence l'importance du respect des rapports optimaux entre les éléments pour optimiser la croissance (loi de l'optimum). On sait maintenant que ces rapports optimaux peuvent varier fortement entre les végétaux.

Ces principes ont été très fréquemment appliqués au fonctionnement des écosystèmes aquatiques depuis plusieurs décennies. Cependant, les phénomènes de colimitations, de synergies et d'interactions entre les éléments, en particulier l'azote et le phosphore, sont très présents chez les producteurs primaires terrestres et marins. L'application de la loi du minimum pour caractériser les limitations phytoplanctoniques est donc actuellement précisée par le concept générique de colimitation, récemment introduit pour définir les interactions ou limitations simultanées par plusieurs ressources. Ces différents concepts ont des implications importantes pour comprendre les effets des apports de sels nutritifs sur la croissance des producteurs primaires, en particulier dans le contexte de l'eutrophisation.

Il existe le long du continuum terre-mer un gradient d'enrichissement naturel en nutriments (figure 1.2). Comme nous le verrons p. 42, l'azote et le phosphore y sont généralement identifiés comme les facteurs limitant le développement des producteurs primaires, et donc comme les responsables principaux du déclenchement de l'eutrophisation.

L'affinité et la vitesse d'incorporation des nutriments sont deux variables physiologiques qui déterminent les stratégies de développement des espèces d'algues. On considère en général que les espèces de microalgues de grande taille ont une plus faible affinité pour les nutriments que les espèces de petite taille (par exemple dans les communautés océaniques) ; ce qui rend ces dernières plus compétitives quand le nutriment devient peu abondant dans le milieu. Par ailleurs, certaines espèces ont la faculté d'incorporer et de stocker très rapidement de grandes quantités de nutriments dans leurs cellules lors d'apports ponctuels de nutriments comme dans les écosystèmes côtiers. Par conséquent, la croissance des végétaux n'est pas directement reliée à la concentration des nutriments dans le milieu environnant, car ils ont cette capacité de constituer des

réserves qui permettent de tamponner les fluctuations parfois rapides de concentrations en nutriments du milieu aquatique. La richesse interne du végétal en un nutriment, appelée quota cellulaire, va donc varier. On constate qu'il existe un quota cellulaire minimum qui correspond au seuil de réserve intracellulaire en dessous duquel la cellule perd totalement ses capacités de croissance. Les quotas cellulaires fournissent donc une indication sur les capacités de réserve et les besoins en nutriments que présente chaque espèce. Il est également possible d'en déduire l'avantage physiologique d'une espèce sur une autre, pouvant finalement aboutir à sa dominance sur les autres espèces.

Au niveau morphologique, l'absorption des nutriments dépend du rapport surface/volume des organismes : une surface élevée par rapport au volume (rapport surface/volume élevé) caractérise une plus grande surface de contact avec le milieu et donc une optimisation de l'absorption des nutriments. Cela se traduit par exemple pour les macroalgues impliquées dans les phénomènes de prolifération par des morphologies foliacées ou filamenteuses.

Le temps de résidence de l'eau

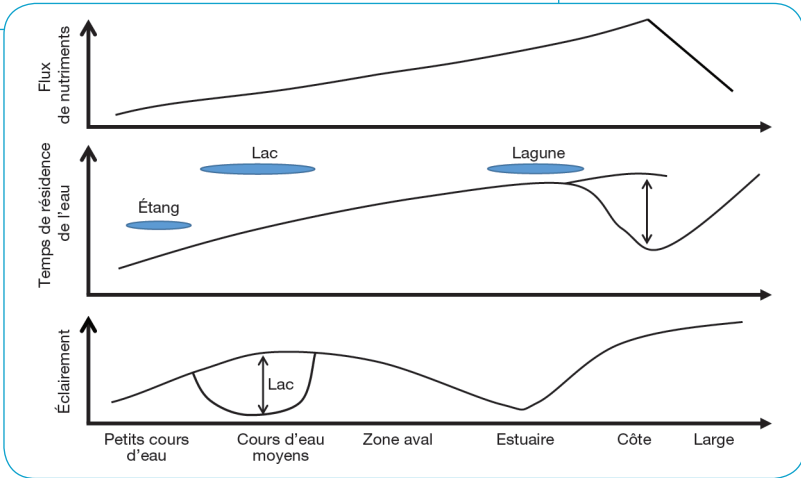
Le temps de résidence de l'eau dans un écosystème aquatique, ou dans une partie de celui-ci, conditionne le développement des proliférations algales. En effet, plus le temps de résidence de l'eau est long, moins vite est évacué le plancton formé, et plus les échanges entre les organismes photosynthétiques et les nutriments dissous sont importants, augmentant potentiellement le risque d'eutrophisation. Ainsi, les étangs, les lacs naturels ou de barrage, les biefs, les tronçons à faible pente, les bras morts de cours d'eau, les lagunes sont des sites particulièrement sensibles à l'eutrophisation du fait de leur confinement (figure 1.2).

En milieu marin, il en est de même pour les anses, les fonds de baie, les vasières de décantation en bordure d'estuaire ou sur de grands estrans¹ rectilignes lorsqu'ils sont abrités par un chapelet d'îles, par exemple les Frises hollandaise et allemande. La faible pente de ces milieux s'accompagne d'une très faible vitesse du courant, générant un temps de résidence des eaux long. Le va-et-vient des marées n'a dans ces cas qu'un impact mineur sur ce temps de résidence des eaux. À l'inverse, les baies naturellement reliées à l'océan par un goulet étroit, telles que la rade de Brest et le golfe du Morbihan en Bretagne par exemple, génèrent d'intenses courants liés à la marée qui diluent rapidement les apports provenant des bassins-versants et les éloignent vers la haute mer.

Au confinement latéral des milieux, lié à leur position géographique, peut s'ajouter un confinement vertical, qui peut survenir lorsqu'une stratification thermique des eaux se met en place, comme dans les lacs profonds. Le confinement vertical peut aussi être dû à un gradient de salinité en mer côtière, résultant du faible mélange du panache d'eau douce d'un fleuve dans l'eau de mer, comme dans le cas de la Vilaine ou de la Loire. Ce confinement vertical dû à la salinité s'estompe vers le large, mais fait place en été sur les fonds de plus de 100 m à une stratification verticale thermique comme en lac profond.

1. Zones de balancement des marées.

Figure 1.2. Évolution des facteurs de contrôle de l'eutrophisation le long du continuum terre-mer.



Cette stratification facilite le démarrage de la prolifération phytoplanctonique printanière en bloquant les cellules végétales dans une couche de quelques mètres sous la surface, bien éclairée et riche en nutriments.

La lumière

Les organismes photosynthétiques ont besoin de la lumière qui leur fournit l'énergie nécessaire à la production primaire. Le long du continuum terre-mer, les zones fréquemment soumises à la remise en suspension des sédiments dans la colonne d'eau, comme les estuaires, sont des zones où le manque de lumière limite le développement des producteurs primaires (figure 1.2). De manière générale, le phytoplancton, les plantes et algues flottantes sont avantagés pour l'accès à la lumière par rapport aux végétaux benthiques. Le développement d'organismes photosynthétiques fixés, dérivant près du fond, ou vivant en épibiose ne se fera ainsi principalement que dans les eaux peu profondes et claires, comme les eaux calmes des petits cours d'eau non ombragés, les cours d'eau et les lacs peu profonds, les zones côtières. Les eaux de surface du plateau continental, des eaux marines, les eaux superficielles des lacs profonds en période de stratification thermique permettent, quant à elles, le développement du phytoplancton et des plantes et algues flottantes.

La température

Toutes les activités biologiques sont stimulées par une augmentation de la température. Le développement cellulaire, les activités photosynthétiques et les processus de respiration n'échappent pas à la règle. De plus, l'augmentation de la température de l'eau

entraîne une diminution de la concentration de saturation de l'eau en oxygène dissous qui favorise l'apparition de conditions anoxiques. C'est pourquoi les efflorescences algales et les phases d'anoxie se produisent principalement au printemps et en été, lorsque la température est élevée.

I Principaux mécanismes en jeu

Les facteurs de contrôle de l'eutrophisation peuvent finalement se résumer à la conjonction de tout ou partie des facteurs suivants qui sont en interaction : un excès d'apport de nutriments, un temps de résidence de l'eau long, une quantité de lumière suffisante et une température favorable. Sous l'action de ces facteurs, le fonctionnement des écosystèmes aquatiques va alors être modifié, entraînant une réponse complexe des écosystèmes.

Le mécanisme général est commun aux écosystèmes d'eau douce et marins : l'augmentation des nutriments entraîne un fort accroissement de la productivité primaire. Les écosystèmes aquatiques passent alors d'un système avec des apports limités de nutriments à un système progressivement saturé en nutriments, dans lequel le nouveau facteur limitant devient la lumière. En effet, la zone de production primaire se concentre alors vers la surface de la colonne d'eau sur une épaisseur de plus en plus faible, la pénétration de la lumière diminuant par auto-ombrage à mesure que la biomasse produite augmente.

Les réponses engendrées par une perturbation seront, dans un premier temps, détectables au niveau physiologique/biochimique d'un individu, puis au niveau morphologique ou comportemental, et enfin au niveau des populations et des communautés. Comme indiqué p. 12, un accroissement des apports nutritifs ou un déséquilibre au niveau des ratios entre éléments nutritifs entraîne le développement d'espèces plus compétitives sur le plan physiologique et morphologique pour répondre à de tels changements. Ces modifications affectent ensuite fortement la composition spécifique et la production primaire du système.

Changements de communautés des producteurs primaires

Au niveau des communautés, une augmentation des apports nutritifs va se traduire par une succession de différents groupes fonctionnels de producteurs primaires et des changements dans la structure et le fonctionnement des communautés, allant jusqu'à une perte significative de biodiversité des écosystèmes aquatiques (figure 1.3). Bien que les systèmes marins et d'eau douce ne soient pas composés des mêmes espèces, les successions de groupes fonctionnels de producteurs primaires présentent des voies similaires. Contrairement au phytoplancton, aux plantes et algues flottantes et aux épiphytes, les macrophytes enracinées ont accès aux nutriments des sédiments. Elles ne sont donc pas aussi dépendantes des nutriments présents dans la colonne d'eau. Les macrophytes enracinées sont donc avantagées pour l'acquisition des nutriments, alors que le phytoplancton, les plantes et algues flottantes sont avantagés pour l'accès à la lumière. Ainsi, de manière schématique, les macrophytes enracinées dominent dans les milieux pauvres en nutriments. Lorsque le milieu s'enrichit, les épibiontes puis les macrophytes émergentes, les

macrophytes flottantes opportunistes et/ou le phytoplancton prolifèrent au détriment des macrophytes immergées, qui n'ont plus accès à la lumière.

En milieu marin, en fonction du degré d'apport en nutriments, les successions végétales peuvent être décrites en quatre phases. Au cours de la phase I, la disponibilité nutritive du milieu est faible. Les macrophytes pérennes benthiques dominent, comme les herbiers de phanérogames sur substrat meuble ou les macroalgues pérennes sur substrat dur. En phase II, lorsque les nutriments et la turbidité de l'eau augmentent, les espèces épiphytes prolifèrent, de même que les brouteurs associés aux macrophytes, au détriment de ces dernières. En phase III, le milieu évolue vers un état eutrophe, les macroalgues opportunistes qui dérivent et/ou le phytoplancton prolifèrent alors, provoquant une chute de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Les épiphytes s'effondrent et les macrophytes benthiques disparaissent. La phase IV correspond au stade ultime de l'eutrophisation, observable notamment dans les estuaires ou les baies confinées à faible hydrodynamisme. Le phytoplancton ou les macroalgues dérivantes constituent le producteur primaire dominant et forment d'importants dépôts organiques.

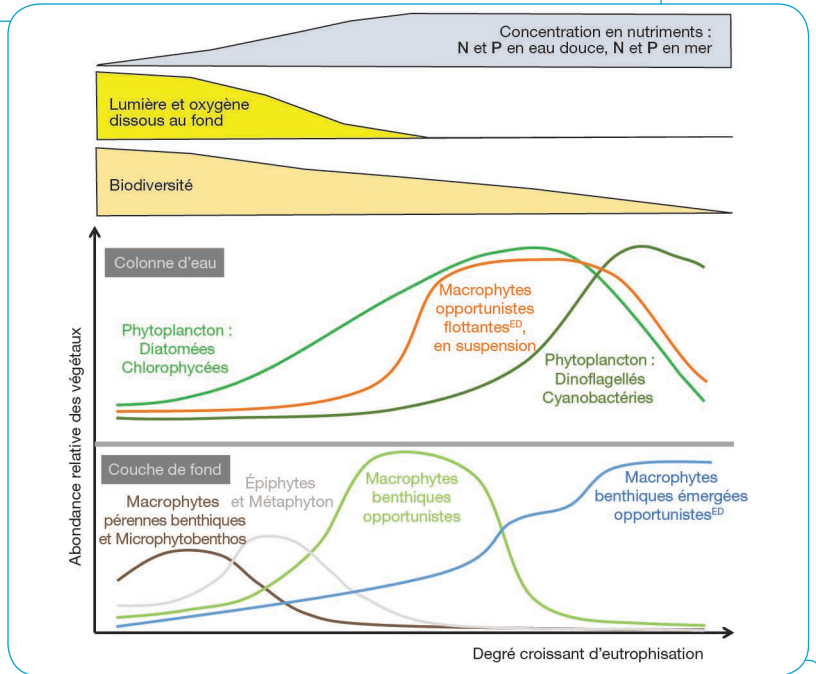
En eau douce, il y a des différences notables en fonction des paramètres hydrologiques des écosystèmes, et notamment entre un système lentique, caractérisé par des eaux stagnantes ou à faible débit, comme les mares, les étangs, les lacs ou même des cours d'eau à très faible débit, et un système lotique, caractérisé par un plus fort débit, comme les fleuves, les rivières, les ruisseaux. De manière générale, lorsque la disponibilité nutritive du milieu est faible, le périphyton² du sédiment domine. Lorsque les apports en nutriments augmentent, les macrophytes pérennes enracinées et immergées dominent, comme des phanérogames ou des macroalgues de type charophyte, et avec elles tout un cortège d'épiphytes et de macroalgues libres vivant entre les macrophytes (méta-phyton). À un niveau nutritif encore supérieur, dans les systèmes lentiennes présentant un faible taux de renouvellement de l'eau, on observe une dominance du phytoplancton ou des plantes flottantes type *Lemna* ou *Azolla*, avec parfois des espèces envahissantes nuisibles ; pour les systèmes présentant un fort taux de renouvellement de l'eau et une faible hauteur d'eau, les macrophytes enracinées émergées comme des macroalgues filamenteuses dominent.

Perte de biodiversité, toxicité, anoxies

Les changements des communautés de producteurs primaires entraînent un bouleversement de la structure des communautés de l'ensemble de l'écosystème, et affectent la biodiversité. Par exemple, au sein de la colonne d'eau, en eau douce comme en milieu marin, les espèces flagellées comme les cryptophytes ou les dinoflagellés succèdent généralement aux diatomées et aux chrysophycées dans les zones riches en nutriments. Les dinoflagellés représentent une ressource nutritive de moindre qualité que les diatomées ou les chrysophytes. Cette succession représente alors un changement de la qualité et de la

2. Microalgues vivant attachées à toute surface immergée et formant une couverture biologique ou un biofilm.

Figure 1.3. Changements des paramètres physico-chimiques, de la dominance relative des végétaux et de la biodiversité en fonction du degré d'eutrophisation en milieu aquatique.



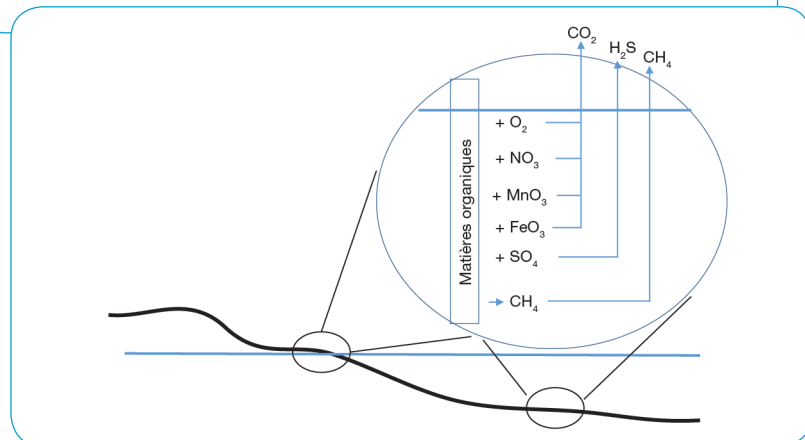
Bien que les systèmes marin et d'eau douce n'hébergent pas les mêmes espèces, les successions de groupes fonctionnels de végétaux présentent des trajectoires similaires. De manière schématique, les macrophytes benthiques capables de puiser les nutriments dans le sédiment dominent dans les milieux pauvres en nutriments. Lorsque le milieu s'enrichit, les épiphytes puis les macrophytes émergents, les macrophytes flottantes opportunistes et/ou le phytoplancton prolifèrent, au détriment des macrophytes pérennes et immergées, qui n'ont plus accès à la lumière.
^{ED} : observable pour les eaux douces uniquement.

quantité de producteurs primaires pour les brouteurs zooplanctoniques, avec pour conséquences des modifications de l'ensemble du réseau trophique. Il en est de même avec les proliférations de cyanobactéries observées en eau douce ; la qualité nutritionnelle des cyanobactéries étant souvent altérée par rapport aux autres groupes de phytoplancton. Les efflorescences de microalgues nuisibles ou *Harmful algal blooms* (HABs) en anglais désignent toute prolifération de microalgues qui induit une nuisance pour l'homme ou pour l'écosystème. On les appelle également eaux colorées ou *red tides* en anglais bien que celles-ci puissent être causées par des espèces qui n'induisent pas de nuisance. Inversement, une efflorescence nuisible peut être causée par des

espèces qui ne provoquent pas d'eaux colorées du fait de leur faible abondance. On distingue des proliférations d'espèces produisant des toxines affectant l'homme ou d'autres communautés d'organismes de l'écosystème (p. 19) ; des proliférations causant des nuisances en raison de leur forte biomasse générant des anoxies ou des dommages mécaniques (irritations des branchies, mousses).

Lors d'efflorescences massives, de microphytes comme de macrophytes, la dégradation des fortes biomasses générées induit un appauvrissement en oxygène du milieu, jusqu'à de possibles hypoxies ou anoxies. Les organismes vivant dans les écosystèmes aquatiques, les sédiments, et les zones humides ne sont en effet pas directement en contact avec l'oxygène gazeux, mais seulement avec l'oxygène dissous dans l'eau. La diffusion de l'oxygène dans l'eau est environ 1 000 fois plus lente que dans l'atmosphère et sa concentration décroît avec l'augmentation de la température et de la salinité. Par conséquent, il est possible que la demande en oxygène pour l'oxydation des matières organiques dans les milieux aquatiques soit supérieure à l'approvisionnement par diffusion ; il en résulte alors une anoxie partielle ou totale. En absence d'oxygène libre dissous, certains micro-organismes hétérotrophes sont capables d'utiliser l'oxygène présent dans la molécule de nitrate (NO_3^-) pour oxyder les matières organiques, c'est le processus de dénitrification (figure 1.4). Lorsque tous les nitrates sont consommés (réduits), différents micro-organismes sont capables d'utiliser l'oxygène présent dans les oxydes de manganèse (MnO_2), les oxydes de fer (FeO), et les sulfates (SO_4^{2-}). Finalement, lorsque tous ces oxydants sont réduits, les micro-organismes méthanogènes sont capables de dégrader les matières organiques en méthane (CH_4). Ces réactions d'oxydoréduction produisent du gaz carbonique (CO_2),

Figure 1.4. Succession de réaction d'oxydation de la matière organique dans les sédiments en fonction du degré d'oxydoréduction.



de l'hydrogène sulfuré (H_2S) ou du méthane (CH_4) émis dans l'eau puis l'atmosphère (figure 1.4). Par ailleurs, la réduction des oxydes de fer présents dans les sédiments entraîne un relargage du phosphore qui y était adsorbé, le rendant à nouveau bio-disponible pour le développement des algues. Il s'agit là d'une boucle de rétroaction positive qui renforce le développement des efflorescences de producteurs primaires. L'émission des gaz toxiques H_2S et CH_4 dans les eaux entraîne la mort de la plupart des organismes pluricellulaires fixés au substrat en quelques minutes, aboutissant à des « zones mortes » temporaires ou permanentes, comme dans la zone centrale de la mer Baltique. Les espèces mobiles, et notamment les herbivores, quittent le milieu s'ils le peuvent, amplifiant la production de biomasse végétale par absence de régulation *top down*³. Ce stade ultime de l'eutrophisation constitue une menace pour l'économie, à travers par exemple la perte de production conchylicole, mais également pour la santé humaine, les algues vertes en putréfaction anaérobie sur les plages représentant un danger mortel.

Il faut noter que le développement de l'anoxie n'est pas toujours causé par la dégradation de la matière issue d'une efflorescence algale. Dans les estuaires par exemple, la turbidité des eaux empêche le développement d'efflorescence végétale mais la minéralisation des apports de matières organiques et de nutriments provenant de l'amont va créer une demande en oxygène supérieure à la fourniture par diffusion et entraîner une anoxie partielle ou totale. C'était le cas par exemple de l'estuaire de la Seine soumis aux rejets d'assainissement de l'agglomération parisienne avant l'amélioration des procédés de traitement des effluents.

Ainsi, les mécanismes de base de l'eutrophisation sont communs à tous les milieux aquatiques. Ils revêtent cependant des expressions et des dynamiques variées suivant les écosystèmes, leur localisation et les espèces présentes.

■ Les manifestations les plus courantes de l'eutrophisation

Proliférations de macroalgues en milieu marin

En milieu côtier, les proliférations de macroalgues vertes opportunistes (chlorophycées) sont les plus communes. La majorité des proliférations d'algues vertes reportées au niveau mondial sont issues du genre *Ulva*, qui regroupe plus d'une centaine d'espèces. De manière plus ponctuelle, des proliférations de macroalgues vertes du genre *Cladophora*, de macroalgues rouges issues principalement du genre *Gracilaria*, ou de

3. Les écosystèmes aquatiques d'eau douce ou marine qui font face à des apports de nutriments en excès sont soumis à deux mécanismes antagonistes. Un mécanisme *bottom up* ou « effet ressource » dans lequel l'enrichissement en nutriments favorise le phytoplancton et stimule également les algues annuelles proliférantes au détriment des algues pérennes. Un mécanisme *top down* ou « effet consommateur » dans lequel les organismes filtreurs et brouteurs vont limiter respectivement l'abondance du phytoplancton et des annuelles opportunistes. Ils vont ainsi indirectement participer au maintien des algues pérennes. Les prédateurs vont, en revanche, agir sur les filtreurs et les brouteurs, et indirectement favoriser le développement du phytoplancton et des algues annuelles opportunistes.

macroalgues brunes du genre *Pylaiella* ont été observées. Ces macroalgues opportunistes peuvent se développer selon trois « types » qui ont tous été observés et décrits sur la côte Manche-Atlantique. Le type I, caractéristique des proliférations d'algues vertes en Bretagne, représente le développement des algues en suspension dans l'eau sans réelle phase fixée préalable. Il se retrouve généralement dans les baies sableuses de faible profondeur et à faible renouvellement de l'eau. Les échouages d'algues qui en découlent sont monospécifiques, c'est-à-dire qu'ils sont majoritairement composés d'une seule espèce. Ces algues libres peuvent être locales et subsister sous forme de stock restreint durant la période défavorable de croissance pour se développer à nouveau lorsque les conditions de croissance redeviennent favorables. Pour ce type de développement, les travaux menés en Bretagne ont permis de mettre en lien les flux d'azote arrivant à la côte entre mai et août avec les surfaces d'algues vertes résultantes en août et en septembre. Le type II, que l'on retrouve par exemple en baie de Seine, est associé aux algues opportunistes qui font l'essentiel de leur croissance en phase fixée sur substrat rocheux avant d'être arrachées pour éventuellement s'échouer sur les plages à proximité, en mélange avec d'autres espèces algales. Le type III qualifie les développements d'algues opportunistes sur les substrats vaseux. À l'issue de la saison de développement des algues (printemps/été), une partie d'entre elles va être enfouie dans le sédiment, ce qui va lui permettre de rester en dormance durant l'hiver. C'est à partir de ce stock hivernal qu'un nouveau développement s'initie la saison suivante.

La présence de fortes densités d'algues vertes en décomposition induit une diminution des concentrations en oxygène dans l'eau. Cela provoque la mortalité des macro-invertébrés et induit un changement de la structure de cette communauté. Ainsi il a été établi qu'une biomasse d'*Ulva spp* supérieure à 110 g/m² (poids sec) et présente sur un substrat sableux ou vaseux au-delà de deux semaines induit une perte des groupes fonctionnels clés d'invertébrés benthiques. L'anoxie des sédiments chargés en sulfures induit par ailleurs la disparition d'une grande partie de la méiofaune benthique (vers, mollusques, etc.). En milieu marin hauturier, les marées vertes peuvent également avoir des conséquences sur les ressources halieutiques. Les trois quarts des captures des pêches commerciales en Atlantique nord proviennent en effet d'espèces dépendantes des milieux côtiers et estuariens pour au moins une phase de leur cycle de vie. Les proliférations de macroalgues induisent des réponses physiologiques et comportementales des poissons entraînant une réduction de la prise de nourriture, de la croissance et des réserves énergétiques. La composition de la communauté de poissons s'en trouve affectée avec une diminution progressive des densités de poissons, qui va jusqu'à leur disparition localement pour des proliférations algales fortes et/ou prolongées. Dans les lagunes méditerranéennes, des crises anoxiques désignées localement par le terme « malaïgues » donnent aux eaux une couleur blanc laiteux et produisent de l'hydrogène sulfuré. Ces eaux deviennent toxiques pour les animaux et les végétaux qui s'y trouvent, induisant par exemple des pertes de coquillages pour les élevages marins.

Dans les eaux côtières des DOM insulaires, caractéristiques des milieux lagunaires et récifaux tropicaux et historiquement pauvres en nutriments, des apports nutritifs favorisent

Qu'en est-il des sargasses aux Antilles ?

Des échouages massifs de sargasses se sont produits sur l'arc antillais et en Guyane en 2011, 2012, 2014 et 2015. Les échouages sont un phénomène ancien, la mer des Sargasses étant connue pour être la source de dispersion de bancs de sargasses dans l'Atlantique par l'action des courants, mais l'ampleur, la durée et l'intensité des phénomènes rapportés depuis 2011 sont décuplées. Ils touchent également les côtes du Brésil ainsi que l'Afrique de l'Ouest. Il s'agirait donc d'un phénomène nouveau, agissant à l'échelle de l'ensemble de l'océan Atlantique tropical. Deux rapports d'expertise ont récemment été produits en France, dans lesquels les informations disponibles à l'heure actuelle dans la littérature sur les causes de ces phénomènes ont, entre autres, été analysées (Florenne *et al.*, 2016 ; Anses, 2017). Ces causes ne sont pour le moment pas clairement établies. Une conjonction de facteurs climatiques et d'enrichissements nutritifs locaux pourrait être en jeu. Un projet d'étude, porté par le ministère en charge de l'environnement et en coordination scientifique par l'IRD, est en cours.

la prolifération de certaines macroalgues. La conjonction de cet enrichissement avec d'autres facteurs trophiques (mortalité accrue des herbivores liée à des maladies ou à la surpêche, développement des corallivores favorisé par la surexploitation de leurs prédateurs) peut conduire à un basculement rapide d'un écosystème récifal vers un milieu dominé par les macroalgues. Ce basculement est observé dans de nombreux écosystèmes coralliens, ainsi que dans des lagons tropicaux. Or les milieux récifaux sont particulièrement peu résilients vis-à-vis de ces impacts. Ces changements de régime ont des conséquences majeures pour la faune associée, particulièrement riche, et notamment les poissons des systèmes récifaux.

Proliférations phytoplanctoniques nuisibles en milieu marin

Une certaine d'espèces de microalgues marines produisant des toxines impactant l'homme ou les autres animaux est connue. Parmi les microalgues toxiques les plus fréquentes sur le littoral français, on trouve des espèces du genre *Alexandrium*, *Dinophysis* et *Pseudo-nitzschia*, produisant respectivement des toxines paralysantes, diarrhéiques et amnésiantes, dangereuses pour les consommateurs de coquillages. Il n'y a pas de lien général entre abondance et toxicité, même pour une espèce donnée.

Concernant les proliférations causant des hypoxies ou des anoxies en raison de leur forte biomasse, de nombreux cas ont été rapportés au niveau mondial. La mer Baltique et le golfe du Mexique sont les deux sites les plus étendus et les plus régulièrement atteints par ces phénomènes. En France, seuls quelques sites côtiers ou estuariens sont le siège de phénomènes d'hypoxie. Par exemple, le long des eaux côtières de la mer du Nord, le nanoflagellé colonial *Phaeocystis globosa* prolifère pratiquement chaque année au printemps, rendant les eaux gluantes et générant des accumulations d'écume blanc jaunâtre sur la côte, accompagnées d'odeur nauséabonde. Des eaux

colorées sont également régulièrement observées dans le panache de la Loire. Au printemps, des efflorescences de diatomées *Cerataulina pelagica* peuvent colorer les eaux d'une couleur brune, colmater les engins de pêche, et causer des anoxies mortelles pour la faune dans les fonds d'anses abritées. Sans aller jusqu'à provoquer des hypoxies fortes, des eaux rouges à dinoflagellés *Noctiluca scintillans* peuvent ensuite survenir en fin de printemps puis, en été, des eaux vertes à dinoflagellés *Lepidodinium chlorophorum*.

Un consensus existe au niveau mondial sur le constat d'une augmentation de la diversité, de la fréquence, de l'importance et de l'extension géographique des efflorescences de microalgues nuisibles ces dernières décennies. Bien qu'il soit encore difficile d'extrapoler les tendances observées d'une région à l'autre, le lien entre eutrophisation et augmentation de ces efflorescences est souvent avéré. Par exemple, les efflorescences récurrentes de *Prorocentrum minimum* sont 10 à 100 fois plus importantes qu'il y a quelques décennies sur la côte atlantique des États-Unis, très eutrophe ; et elles apparaissent après des pluies ou l'utilisation de fertilisants azotés ou phosphorés à terre. Le développement de *Phaeocystis* en mer du Nord est relié aux augmentations des apports en N et P dans le milieu et à la stabilité des apports de silice ; la distribution d'*Ostreopsis* en Méditerranée est liée aux zones de forte pression anthropique. La production de toxines est, pour bien des espèces, influencée par la quantité de N ou P et par le ratio N/P ou Si/P, le stress provoqué par la limitation d'un des nutriments entraînant la production de toxines. C'est le cas par exemple pour *Pseudo-nitzschia*, dont la sécrétion de toxines est déclenchée par un excès de N ou P par rapport à la silice, pour *Alexandrium tamarense*, dont la production de toxines est stimulée par des conditions limitantes en P, ou pour *Dinophysis acuminata*, dont la production de toxines est augmentée notamment lorsque N est limitant. Alors que le lien entre eutrophisation et efflorescence de forte biomasse, qu'elle soit toxique ou non, est souvent avéré, le lien entre efflorescence toxique de faible amplitude et eutrophisation est lui beaucoup plus ténu. Les conditions hydrodynamiques jouent un rôle majeur sur les efflorescences, en en limitant certaines par dispersion ou en en favorisant d'autres sans que l'eutrophisation ne puisse être mise en cause (stratification de la colonne d'eau, *upwellings*, etc.).

Prolifération des macrophytes dans les systèmes d'eau douce

Dans les systèmes lotiques, des proliférations d'embryophytes (spermatophytes, fougères, mousses) et de macroalgues filamenteuses, de type charophytes et parfois *Cladophora* et *Vaucheria*, peuvent survenir. Dans des cours d'eau à courant rapide et à profondeur faible, la prolifération de telles macroalgues est généralement ressentie comme une nuisance sévère, car ces organismes opportunistes et très productifs sont susceptibles de développer d'importantes biomasses en très peu de temps, selon l'évolution des conditions hydrométéorologiques. Le recouvrement de macroalgues filamenteuses peut approcher 100 % de la surface en eau, pour des biomasses atteignant 3 kg/m². De plus, les préférences écologiques de cohortes peuvent permettre à ce groupe d'occuper le milieu par vagues successives : par exemple *Vaucheria sp.* en début de

saison végétative, puis *Cladophora sp.* lorsque la température augmente. Il est cependant difficile d'établir, dans ces systèmes à courant rapide, un lien clair entre proliférations et eutrophisation. Les apports nutritifs proviennent en effet à la fois de l'eau et du sédiment, et les effets de ces apports sont masqués par les variations des conditions hydrologiques (vitesse d'écoulement, hauteur de colonne d'eau) et la disponibilité de la lumière.

Dans les systèmes lenticques, une nuisance causée par de fortes proliférations de macrophytes peut se produire dans des zones peu profondes, comme les lacs peu profonds, le littoral des lacs profonds, les baies de grands systèmes fluviaux. Généralement, seules les plantes aquatiques supérieures (angiospermes) et certaines fougères posent des problèmes, en particulier si elles sont des plantes flottantes ou des plantes submergées plaçant la majorité de leur biomasse comme canopée à la surface de l'eau. Par exemple, dans les baies de grands systèmes fluviaux et dans certains lacs, la châtaigne d'eau (*Trapa natans*) a causé des problèmes massifs allant jusqu'à des hypoxies et des anoxies du système, la biomasse flottante empêchant l'échange gazeux entre l'eau et l'atmosphère ainsi que l'accès à la lumière pour les producteurs primaires en croissance inférieure (phytoplancton et macrophytes submergées). Des effets similaires ont été observés pour les fougères d'eau du genre *Azolla sp.*, qui compte notamment des espèces exotiques envahissantes telles qu'*Azolla filiculoides*. D'autres événements de domination massive de macrophytes flottantes sont à attendre dans un contexte de réchauffement climatique.

Proliférations de cyanobactéries dans les systèmes lenticques d'eau douce

Dans les écosystèmes lenticques, les proliférations de cyanobactéries sont les conséquences directes de l'eutrophisation. Au sein des communautés phytoplanctoniques, les cyanobactéries sont en effet particulièrement compétitives pour accéder aux ressources azotées et phosphorées ainsi qu'à la lumière, du fait de nombreuses stratégies adaptatives. Par exemple, les cyanobactéries présentent une forte affinité pour le phosphore ; certaines espèces sont capables de fixer l'azote atmosphérique, d'autres ont la capacité d'utiliser les formes organiques d'azote et de phosphore. De nombreuses espèces de cyanobactéries produisent des vacuoles à gaz, leur conférant une flottabilité qui leur permet de se maintenir à proximité de la surface où la lumière est maximale. Plusieurs espèces sont également capables de produire des cellules de dormance qui contribuent à augmenter leur recrutement l'année suivante. On peut distinguer différents types de proliférations : les développements en « fleur d'eau », à la surface, comme pour *Microcystis* ; les développements dispersés sur la colonne d'eau, avec des espèces adaptées aux plus faibles lumières, comme *Planktothrix* ou *Oscillatoria*. Le développement peut aussi être benthique, associé aux biofilms, pour des espèces comme *Oscillatoria* et *Phormidium*. Les conséquences écologiques de ces efflorescences diffèrent, de même que leur visibilité. Par exemple, les développements générés dans les couches profondes peuvent apparaître

soudainement en surface au début de l'automne sous l'effet cumulé de la diminution de la lumière et du brassage par le vent. Les développements dispersés dans la colonne d'eau peuvent également se concentrer rapidement à la surface de l'eau en fin d'efflorescence, suite à une mauvaise régulation de la flottabilité.

En France, *Microcystis* est le genre de cyanobactérie qui prolifère le plus communément dans les lacs, avec *Planktothrix*, *Dolichospermum* (anciennement *Anabaena*), *Aphanizomenon*, *Oscillatoria*, *Lyngbya*, *Nodularia*. Tous les ordres de cyanobactéries présentent des espèces capables de produire des toxines et des composés bioactifs. La microcystine, une hépatotoxine, est par exemple produite par *Microcystis*, mais également par d'autres espèces comme *Planktothrix* ou *Dolichospermum* ; l'anatoxine, une neurotoxine, est majoritairement produite par *Dolichospermum*, mais également par *Aphanizomenon* et *Oscillatoria*. Il est impossible en l'état actuel des connaissances de prévoir la toxicité potentielle d'une prolifération lorsqu'elle se développe dans un milieu aquatique. En effet, au sein d'une même espèce de cyanobactéries, certaines souches produiront des toxines alors que d'autres n'en produiront pas. Par ailleurs, la proportion de cellules contenant les gènes permettant la synthèse des toxines peut varier considérablement au cours d'une efflorescence ou d'une efflorescence à une autre, même lorsque ces proliférations se développent dans des écosystèmes très proches géographiquement les uns des autres.

I Trajectoires de l'eutrophisation

Sous l'effet d'une perturbation, l'écosystème peut en théorie répondre de manière linéaire, donc proportionnellement aux forçages et progressivement. Mais, dans la réalité, il répond généralement de manière non linéaire, soit en saturant soit en décrochant « brutalement » lorsque les conditions approchent un niveau critique ou lorsque l'écosystème possède plus d'un état stable sur une même gamme de conditions environnementales. Dans le cas où le système contient des compartiments accumulateurs (par exemple stockage de nutriments dans les nappes, les sols ou les sédiments), il existe une mémoire du système qui fait que la trajectoire de restauration sera différente de celle d'eutrophisation (phénomène d'hystérésis). Prenons un exemple (figure 1.5 A) : à de faibles concentrations en nutriments, seuls les macrophytes benthiques dominent, alors qu'aux concentrations les plus élevées, seul le phytoplancton est présent. Les deux états sont possibles le long d'un gradient de concentrations en nutriments intermédiaire (hystérésis), et le changement entre les deux états à un niveau nutritif donné nécessite une perturbation plus ou moins forte pour pousser le système d'un état à un autre. Tant que la turbidité phytoplanctonique est faible, les macrophytes benthiques peuvent se maintenir. Si une turbidité critique est atteinte, le système se déplacera vers l'état dominé par le phytoplancton et accumulera des nutriments dans les sédiments. Pour revenir à l'état dominé par les macrophytes, il faudra alors ramener la richesse nutritive à une valeur plus faible qu'au départ, pour compenser la part de nutriments qui diffusent à partir du stock sédimentaire.

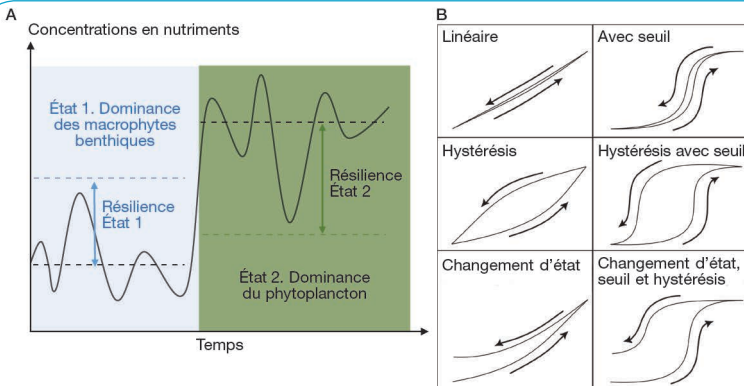
En combinant les diverses réponses possibles des écosystèmes, linéaires ou abruptes, avec ou sans hystérésis, avec ou sans changement d'état, il existe de nombreuses trajectoires

d'évolution possible des écosystèmes aquatiques sous contraintes d'apports excessifs de nutriments (figure 1.5 B). En d'autres termes, si les causes et les mécanismes de l'eutrophisation sont similaires, leurs trajectoires, leurs vitesses d'évolution et leurs conséquences sont fonction de l'histoire de l'écosystème aquatique considéré, de ses caractéristiques physiques et biologiques intrinsèques ainsi que de celles de son bassin-versant. La complexité des phénomènes leur confère une faible prédictibilité d'un point de vue écologique. On ne sait pas, par exemple, prévoir quelles espèces vont dominer selon les sites ou les années. Ainsi, dans les cas d'eutrophisation à macrophytes marines, la biomasse proliférante peut être constituée parfois d'algues brunes des genres *Pylaiella* ou *Ectocarpus*, parfois d'algues vertes des genres *Ulva*, mais aussi *Monostroma*.

La notion de résilience est une propriété dynamique des écosystèmes soumis à de multiples perturbations. En écologie, cette notion se définit généralement comme la capacité à absorber les changements provoqués par une perturbation sans que le système ne modifie sa structure et son fonctionnement.

Les mécanismes de l'eutrophisation sont donc complexes, et ses manifestations diverses et multiples.

Figure 1.5. A. Représentation théorique d'un changement d'état lors d'un processus d'eutrophisation. Les concentrations en nutriments dans l'eau (ligne noire continue) fluctuent autour des moyennes (droites noires en pointillé) de deux états : un état dominé par les macrophytes benthiques et un état dominé par le phytoplancton. Les droites bleue et verte en pointillé montrent les seuils de changement d'état. La résilience est la distance entre la moyenne d'un état et son seuil de changement d'état. B. Six trajectoires hypothétiques de réponse du système (en ordonnée) suite à des changements des conditions nutritives (en abscisse).

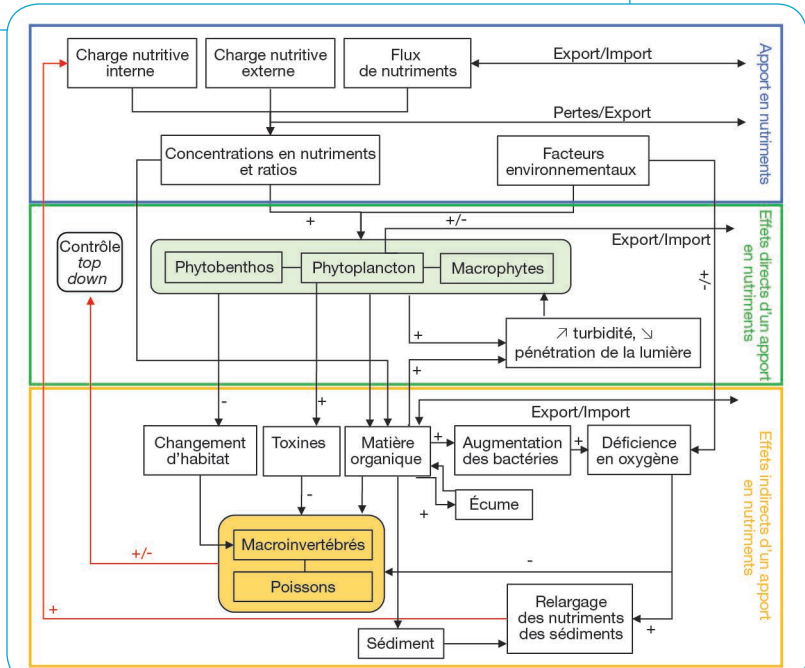


A. D'après Carpenter *et al.*, 2006. B. Source : Kemp *et al.*, 2009.

Définition de l'eutrophisation

DE NOMBREUSES DÉFINITIONS DE L'EUTROPHISATION ont été proposées dans la littérature scientifique. Elles traduisent la dynamique et la diversité des connaissances produites sur ce sujet. Mais l'usage actuel très large du mot eutrophisation recouvre à la fois un concept scientifique, une problématique de gestion de l'eau et un objet médiatique, ce qui peut en multiplier les significations. Dans ce contexte, la commande a été formulée au collectif d'experts de « clarifier la définition de l'eutrophisation en prenant en compte les besoins et enjeux opérationnels pour l'action publique ». Pour tenter de répondre à cet objectif, le spectre des définitions de l'eutrophisation présentes dans la littérature a été caractérisé, et le contenu de ces définitions analysé en fonction de leur contexte. Au total, 170 définitions ont été collectées, dont 118 dans des publications et des livres scientifiques et 52 dans des rapports techniques et des sites Internet.

Figure 1.6. L'eutrophisation, pour tous les types de masses d'eau de surface. En rouge, les rétrocontrôles.



D'après Claussen et al., 2009.

L'eutrophisation est un processus complexe. Le schéma conceptuel présenté en figure 1.6 est largement utilisé au sein du monde scientifique pour décrire et étudier cette complexité. Au sein de ce schéma, les changements induits par les apports en éléments nutritifs sont classés en effets directs et indirects. L'analyse du contenu des définitions a été réalisée en se basant sur ce schéma conceptuel : chacune des 170 définitions a été traitée comme un assemblage de mots-clés identifiant (ou non) le type d'apport nutritif (N, P, naturel, anthropique, etc.) ainsi que les changements induits par ces apports sur l'état du système, en distinguant les effets directs (augmentation de la croissance et/ou de la biomasse des plantes supérieures, microalgues, macroalgues, etc.) et les effets indirects (baisse de la diversité, baisse d'oxygène, toxicité, qualité de l'eau, etc.). Une analyse statistique a ensuite permis de comparer ces définitions entre elles, en ciblant, d'une part, les définitions les plus génériques, les plus représentatives de l'ensemble du corpus de définitions, et, d'autre part, les définitions provenant des articles les plus cités au sein du corpus sélectionné.

I Description et analyse du paysage des définitions

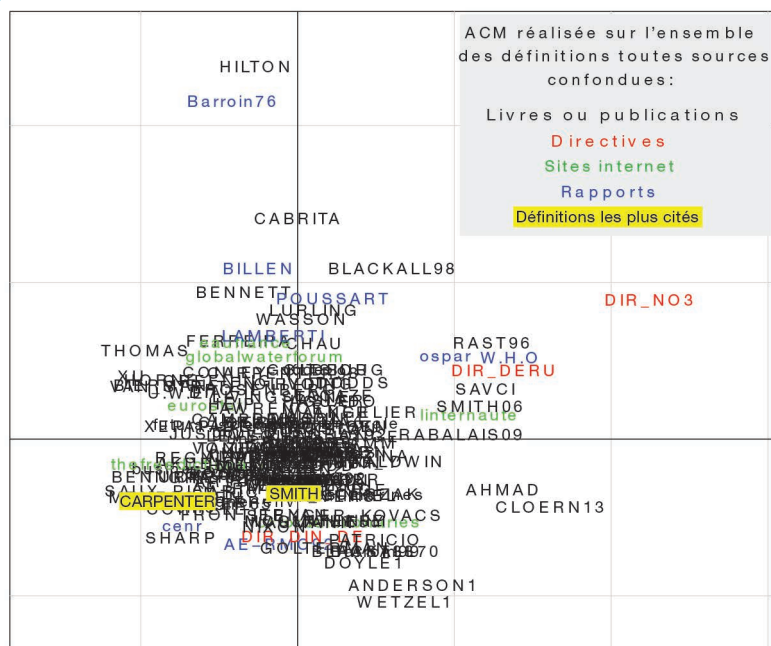
Les premiers documents scientifiques traitant de la notion d'eutrophisation datent du début du xx^e siècle, à partir de l'observation des lacs européens. L'eutrophisation est alors décrite comme un enrichissement en nutriments associé au vieillissement d'un lac sur des échelles de temps géologiques (plusieurs milliers à plusieurs millions d'années). Le terme « enrichissement » fait alors référence au processus de piégeage et de concentration des nutriments apportés naturellement par le bassin-versant et l'atmosphère à l'écosystème aquatique. Cette eutrophisation, dite « naturelle », n'est donc pas une réponse à une augmentation des apports externes de nutriments, mais une évolution lente et naturelle des écosystèmes aquatiques. Certains auteurs considèrent que, pour ce processus, le terme « ontogénèse » serait plus pertinent que celui d'eutrophisation. Après la Seconde Guerre mondiale, la notion d'eutrophisation « artificielle » (*cultural eutrophication* en anglais) apparaît, avec la mise en évidence du rôle des activités humaines dans l'enrichissement des lacs en phosphore et en azote. Le terme « enrichissement » fait alors référence à un accroissement des apports externes de nutriments aux écosystèmes. Le terme « anthropique » sera ensuite privilégié au détriment de celui d'« artificielle ». Les définitions de l'eutrophisation dans les milieux marins apparaissent dans les années 1980.

L'analyse du contenu des définitions permet de mettre en évidence une absence de séparation de celles-ci en fonction de leur origine (milieu marin ou eau douce) ou du public visé (rapport technique ou publication scientifique). L'analyse pointe en revanche une certaine opposition entre, d'une part, des définitions génériques, consensuelles mais assez peu informatives, et, d'autre part, des définitions qui apportent plus d'informations mais s'éloignent inévitablement du consensus central (figure 1.7).

Les définitions les plus génériques rendent compte de connaissances scientifiques applicables à toutes les situations (eutrophisation naturelle et/ou anthropique) et à tous les types d'écosystèmes aquatiques. Elles évoquent un processus d'évolution de l'état trophique d'un écosystème, c'est-à-dire un processus d'évolution de sa capacité à produire de

la matière organique, accompagnant un enrichissement du milieu en nutriments. La production de carbone organique par unité de temps et de volume y constitue un critère pour classer les états des écosystèmes aquatiques d'un état oligotrophe à hyper-eutrophe. Ainsi, Rabalais (2004) définit l'eutrophisation comme « *the increase in the rate of carbon production and carbon accumulation in an aquatic ecosystem* ». De leur côté, Smith *et al.* (1999) indiquent que : « *Eutrophication is the process by which water bodies are made more eutrophic through an increase in their nutrient supply.* » La publication dont est extraite cette définition apparaît, au terme de la présente analyse, comme l'une des plus citées. Cette définition, qui revêt un caractère tautologique, n'aborde pas les multiples effets engendrés par des apports nutritifs. Il en est de même pour les autres définitions génériques, qui évitent ainsi le risque de basculer dans un inventaire encyclopédique, ou d'oublier certains effets.

Figure 1.7. Exemple de représentation du paysage des définitions issu d'une analyse factorielle des correspondances multiples (ACM).



Les définitions sont représentées graphiquement par des points dans l'espace, en fonction de leur contenu (type d'apport nutritif, effets directs et indirects de ces apports sur l'écosystème). Les définitions génériques, contenant les mots-clés les plus communs, ont tendance à se placer au centre du graphique, tandis que les définitions les plus atypiques s'en retrouvent éloignées.

À l'inverse, la définition de Carpenter *et al.* (1998), également extraite d'une des références scientifiques les plus citées de cette analyse, offre une approche clairement à l'opposé des définitions génériques. Les auteurs définissent l'eutrophisation à travers ses effets directs et indirects les plus significatifs : « *Eutrophication is characterized by blooms of noxious algae, excessive growth of aquatic macrophytes, episodes of anoxia, dominance of the zooplankton by small, inefficient grazers, and dominance of the fish biomass by benthivores.* » Cependant, les effets indiqués ne s'appliquent pas à tous les cas d'eutrophisation. De plus, ils sont loin de rendre compte de la multitude d'effets entraînés dans les écosystèmes par l'accroissement des apports de nutriments. Certaines définitions apportent de leur côté des précisions sur le type d'apports nutritifs. C'est le cas notamment des définitions issues de documents dédiés à la gestion de l'environnement et à l'aménagement des écosystèmes aquatiques, souvent en lien plus étroit avec l'eutrophisation anthropique. Ainsi, la « pollution par les nutriments » est l'expression retenue par les sites américains de l'Environmental Protection Agency (EPA) et de la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) pour introduire la notion d'eutrophisation. Du côté européen, la mise en place de la directive-cadre sur l'eau a aussi incité les chercheurs à revoir les définitions génériques pour se concentrer sur le problème environnemental : « *the enrichment of water by nutrients, especially nitrogen and phosphorus and organic matter* » (Andersen *et al.*, 2006). La définition de la directive Nitrates est l'une des définitions les plus éloignées du centre des définitions (figure 1.7). Cela s'explique en grande partie par le fait que cette définition ne cite que l'azote comme nutriment, et pas le phosphore.

L'analyse permet ainsi de mettre en évidence qu'une des principales difficultés pour définir précisément l'eutrophisation réside dans le fait que le phénomène peut se dérouler à la fois sur des temps géologiques, sans l'intervention de l'homme, et sur des échelles de temps inférieures au siècle, sous l'influence des activités humaines. Autre difficulté, celle de résumer en quelques mots la multitude de réponses biogéochimiques et biologiques engendrées par des apports nutritifs. La notion de syndrome, qui se définit comme un ensemble de symptômes ou effets directs et indirects, est parfois utilisée dans la littérature pour résumer cette complexité.

■ Définitions scientifiques proposées dans le cadre de l'ESCO

Bien que similaires en termes de mécanismes en jeu, l'eutrophisation « naturelle » et d'origine anthropique ne se produisent pas sur les mêmes échelles de temps. Elles n'ont donc pas du tout les mêmes implications biophysiques et sociétales. Pour l'eutrophisation d'origine anthropique, les apports d'azote et de phosphore sont clairement identifiés comme les facteurs déclenchant un dysfonctionnement des écosystèmes à des échelles de temps courtes (quelques dizaines d'années). Dans le cas de l'eutrophisation « naturelle », le phosphore et l'azote ne se distinguent pas des autres éléments chimiques ; l'écosystème aquatique les accumule et les concentre sur des échelles de temps géologiques au fur et à mesure que le milieu aquatique se comble avec des apports de matières organiques et minérales. Dans ces deux cas distincts, en lien avec la vitesse d'accumulation des

nutriments dans le milieu, l'évolution des écosystèmes d'un stade oligotrophe à un stade eutrophe ne se fait pas non plus sur les mêmes échelles de temps : tandis que dans le cas d'eutrophisation anthropique la réponse des écosystèmes se traduit très rapidement (heures, jours, semaines, mois, années) par de multiples symptômes (syndrome), dans le cas de l'eutrophisation « naturelle » l'écosystème évolue très lentement, les changements étant rarement observables à l'échelle d'une vie humaine.

La polysémie du mot eutrophisation pose donc problème, dans le sens où elle associe un processus à connotation neutre, voire positive (évolution « naturelle »), à un processus à connotation négative (une pollution). Par conséquent, dans le cadre de cette ESCo qui a pour objectif de « prendre en compte les besoins et les enjeux opérationnels pour l'action publique », il apparaît nécessaire de pointer cette profonde différence d'échelle temporelle et de proposer deux définitions.

Eutrophisation « naturelle » ou géologique : augmentation de la production de matières organiques qui accompagne l'évolution d'un écosystème aquatique sur des temps géologiques jusqu'à son éventuel comblement.

Eutrophisation anthropique : syndrome⁴ d'un écosystème aquatique associé à la surproduction de matière organique induite par des apports anthropiques en phosphore et en azote.

Il est important de pointer le caractère arbitraire que revêt cette séparation, un écosystème aquatique combinant forcément les effets de l'eutrophisation naturelle lorsqu'il prend un certain âge, et ceux de l'eutrophisation anthropique. À noter que l'utilisation du terme « apport » dans la définition anthropique évite celle, ambiguë, du terme « enrichissement ». Ces définitions ne prennent pas en compte les cas ponctuels d'eutrophisation résultant des phénomènes d'*upwelling*, de concentrations d'oiseaux, ou de concentration de matières organiques sous l'effet mécanique des courants ou des tempêtes, dans lesquels les phénomènes d'eutrophisation ne sont pas dus à un excès de nutriments d'origine anthropique. Par exemple, en milieu marin, les *upwellings* sont des remontées d'eaux riches en sels nutritifs qui favorisent un fort développement phytoplanctonique et donc une accumulation de matière organique, profitent au réseau trophique mais conduisent également à l'apparition de zones anoxiques. Les *upwellings* et leurs impacts sont fréquemment saisonniers mais peuvent être aussi quasi permanents comme ceux qui se produisent au large du Pérou et de la Namibie.

4. La notion de syndrome, qui se définit comme un ensemble de symptômes, est utilisée pour pallier la difficulté de résumer en quelques mots la multitude de réponses biogéochimiques et biologiques engendrée par des apports d'azote et de phosphore. Elle recouvre l'ensemble des effets directs et indirects induits par de tels apports (figure 1.6) dont les proliférations végétales parfois toxiques, les hypoxies et anoxies, les modifications de la structure des communautés biologiques, des réseaux trophiques, des cycles biogéochimiques, l'altération de la diversité et du fonctionnement écologique des écosystèmes aquatiques. La nature et l'intensité des réponses dépendent aussi de facteurs environnementaux, tels que la lumière, le temps de résidence et la température.

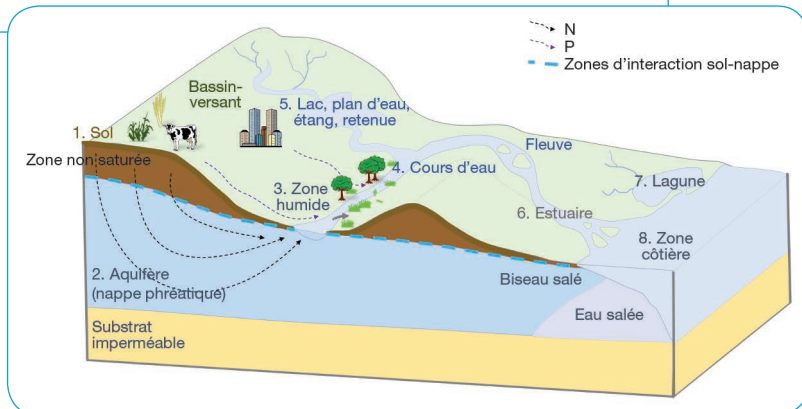
Apports, transferts, rétention et transformation de N et P le long des continums terre-mer

Parmi les quatre facteurs contrôlant l'eutrophisation, le temps de résidence de l'eau et la lumière sont contrôlés majoritairement par les conditions locales. La température de l'eau et les apports de nutriments, aussi en partie contrôlés localement, dépendent également des cours d'eau ou des nappes phréatiques qui les alimentent. Ainsi, les apports de nutriments peuvent provenir de plusieurs centaines, voire plusieurs milliers de kilomètres, et leur temps de transit depuis les zones de sources jusqu'aux écosystèmes aquatiques récepteurs peut être de plusieurs décennies. Le risque d'eutrophisation d'un écosystème aquatique et les mesures à prendre pour restaurer son fonctionnement normal dépendent donc à la fois des conditions locales mais aussi des apports de nutriments provenant de son bassin-versant.

Il est important de rappeler que le cycle de l'eau lie très fortement les écosystèmes continentaux et marins puisque l'évaporation par l'énergie solaire des eaux marines et des eaux douces génère des nuages qui alimentent les précipitations. Les eaux pluviales peuvent être stockées dans les glaces, les sols, les zones humides, les aquifères, les étangs et les lacs pendant une période plus ou moins longue ; mais finalement elles rejoignent, grâce aux cours d'eau, les estuaires, les lagunes et les eaux marines. Ces eaux transportent des éléments dissous et particuliers, dont des nutriments (azote, phosphore, silicium, etc.) générés dans les bassins-versants par érosion ou dissolution des sols, des sédiments, des roches et des altérites (figure 1.8).

Le second rappel fondamental concerne l'organisation des réseaux hydrographiques qui constituent le réseau de drainage des milieux continentaux. Plus de 80 % du drainage

Figure 1.8. Zones de transferts dans le continuum terre-mer.



des milieux continentaux sont réalisés par des cours d'eau de très petite taille (numéros d'ordres de Strahler de 1 à 3) qui drainent des bassins-versants de quelques dizaines de kilomètres carrés que l'on appelle communément les « têtes de bassins ». Par conséquent, les petits bassins-versants sont les principaux contributeurs d'éléments dissous et particulaires au milieu marin *via* les cours d'eau, petits ou grands.

I Estimation des apports en N et P des bassins-versants

Rappels sur les cycles de l'azote et du phosphore

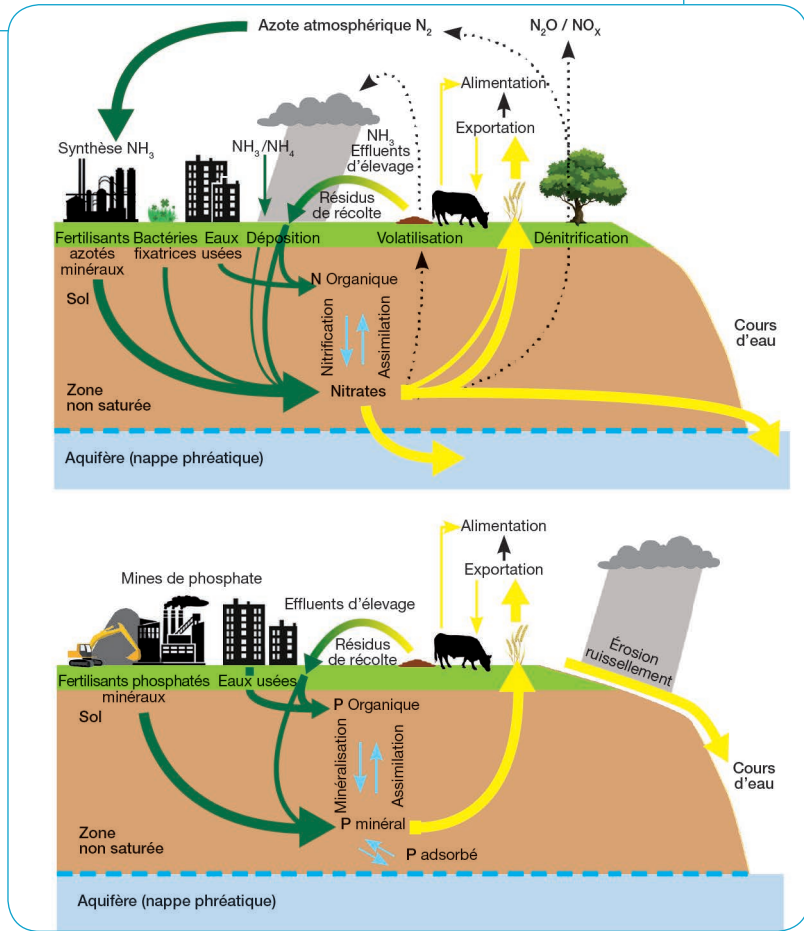
L'azote et le phosphore sont souvent considérés ensemble parce que ce sont les principaux facteurs responsables du déclenchement des phénomènes d'eutrophisation des écosystèmes aquatiques. Il existe cependant une différence majeure entre les cycles de l'azote et du phosphore. Le cycle de l'azote comprend des phases gazeuses dont la principale est inerte (N_2) mais aussi d'autres formes très réactives (N_2O , NO, NH_3 notamment) alors que le cycle du phosphore n'en comprend pas.

L'azote est présent dans la nature sous deux états : à l'état libre, sous forme de gaz N_2 , où il constitue 79 % de l'air que nous respirons, et à l'état combiné, sous forme minérale dissoute – ammoniac, nitrite, nitrate – ou sous forme organique. L'azote a la particularité de pouvoir être fixé à partir de sa forme gazeuse présente dans l'atmosphère par certains organismes, les diazotrophes. Ce processus de fixation du diazote atmosphérique leur confère un avantage sur les autres espèces, notamment lorsque l'azote dissous sous forme minérale dissoute vient à manquer. La diversité des organismes diazotrophes est importante, la fonction de fixation d'azote se retrouvant au sein de la plupart des grands groupes bactériens. Cependant, seules certaines cyanobactéries et certaines bactéries photosynthétiques présentent la double capacité de fixer à la fois le carbone *via* la photosynthèse, et le diazote *via* la diazotrophie. Les cyanobactéries diazotrophes sont présentes dans les eaux douces et salées, même si la capacité à fixer l'azote atmosphérique est plus efficace pour les espèces d'eau douce. En comparaison avec les eaux continentales, en milieu marin la fixation de l'azote est en effet limitée par une plus faible vitesse de croissance des cyanobactéries et une plus faible biodisponibilité en molybdène (cofacteur essentiel au fonctionnement de l'enzyme responsable de la fixation et de la transformation du diazote, la dinitrogénase). Depuis la découverte de la méthode Haber-Bosch, il est désormais possible de fixer cet azote atmosphérique par un procédé industriel qui est à la base des engrais azotés minéraux utilisés aujourd'hui par l'agriculture.

L'absorption de l'azote par les plantes et les micro-organismes se fait surtout sous forme minérale dissoute (ammoniac NH_4^+ ou nitrate NO_3^-). Ces formes sont présentes naturellement grâce à la fixation symbiotique de l'azote par les plantes, ou par minéralisation de la matière organique (ammonification et nitrification) dans les sols et les sédiments (figure 1.9). L'azote peut aussi être apporté dans les engrais minéraux (ammonitrate) et/ou organiques sous des formes diverses (effluents d'élevage, boues, compost, etc.).

L'azote nitrique peut être transformé en azote moléculaire gazeux (N_2) principalement par le processus de dénitrification réalisé par des bactéries et des champignons. Ces

Figure 1.9. Cycles de l'azote (en haut) et du phosphore (en bas).



organismes sont capables d'utiliser l'oxygène contenu dans la molécule de nitrate (NO_3^-) comme accepteur d'électron lors de leur respiration quand l'oxygène libre (O_2) vient à manquer (anoxie), et de transformer les nitrates en diazote inerte (N_2), voire en protoxyde d'azote (N_2O). L'émission de ce gaz participe à la destruction de la couche d'ozone. Potentiellement, la dénitrification peut donc être responsable d'un transfert de pollution des eaux (nitrates) vers l'atmosphère (N_2O). Il faut noter que l'anammox, réduction microbienne de l'ammoniaque et du nitrite en N_2 , peut être un processus important de réduction de l'azote en milieu marin.

La majeure partie de l'azote minéral est transférée dans les bassins-versants sous forme de nitrate dissous ; l'azote organique est aussi majoritairement transporté sous forme dissoute.

Le phosphore est préférentiellement absorbé par les organismes vivants sous forme dissoute de phosphates (PO_4^{3-}), issus naturellement du sol ou apportés, de même que pour l'azote, dans les engrais minéraux ou organiques (effluents d'élevage, boues, compost, etc.). La totalité du cycle du phosphore est sous forme solide ou liquide. L'essentiel du phosphore est donc transporté par ruissellement et écoulement de subsurface vers les cours d'eau. Bien que le phosphore ne puisse pas être éliminé sous une forme gazeuse inerte comme pour l'azote, il peut être transporté par voie aérienne sur de longues distances, adsorbé sur de très fines particules, et enrichir significativement les écosystèmes oligotrophes lacustres ou marins. L'absence de phase gazeuse dans le cycle du phosphore entraîne un enrichissement relatif du phosphore par rapport à l'azote dans les milieux aquatiques (figure 1.9).

Dans les cours d'eau, les formes dissoutes de phosphore sont transportées soit par diffusion soit par advection, et sont soumises à des échanges avec les matières solides (particules, berges) par des processus d'adsorption-désorption essentiellement. Les formes particulaires du phosphore sont transportées par les processus d'érosion-dépôt et peuvent sédimenter mécaniquement en fonction des conditions hydrauliques locales (bief, seuil, zone inondable, etc.), alors que les formes dissoutes tendent vers un équilibre ionique avec la concentration en phosphore dans l'eau interstitielle des sédiments.

Formes et quantités de nutriments apportés

L'azote et le phosphore issus des activités humaines peuvent être transférés vers les cours d'eau sous formes ponctuelles ou diffuses. Les sources ponctuelles (par exemple rejets industriels ou stations d'épuration) sont relativement simples à identifier et quantifier, pourvu que des mesures soient faites et rendues disponibles, puisque les rejets sont bien

Comment sont exprimées les concentrations en nutriments ?

Il existe différentes façons d'exprimer les concentrations en nutriments. En milieu continental, les valeurs sont exprimées en concentration massique (mg/L). Elles peuvent porter sur la concentration d'un élément (par exemple N- NO_3 pour l'azote du nitrate) ou de sa molécule (NO_3). Une concentration de 50 mg/L NO_3 correspond ainsi à une concentration de 11,3 mg/L N- NO_3 (la masse molaire de l'azote étant de 14 et celle de l'oxygène de 16, une règle de 3 permet de calculer la part du poids de l'atome d'azote par rapport à celle des trois atomes d'oxygène au sein d'une mole de nitrate). En milieu marin, les valeurs sont généralement exprimées en concentration molaire ($\mu\text{mol/L}$). La concentration de 50 mg/L NO_3 équivaut par exemple à 806 $\mu\text{mol/L}$ (sachant qu'une mole de nitrate pèse 62 g, 50 mg de nitrate par litre correspondent à 806 $\mu\text{moles/L}$).

repérés spatialement. Les sources diffuses sont beaucoup plus difficiles à déterminer et à quantifier spatialement mais aussi temporellement. Elles représentent cependant la majeure partie des apports d'azote et une part significative des apports de phosphore dans les cours d'eau. Les conséquences des apports ponctuels et diffus sur l'eutrophisation sont similaires. Cependant, leur temps de transit depuis les sources de pollution jusqu'aux écosystèmes aquatiques est différent. En effet, les apports ponctuels sont par définition directement déversés dans les écosystèmes aquatiques alors que les apports diffus sont transférés sur ou à travers les sols, par ruissellement ou écoulements de nappes de subsurface ou profonds. Il en résulte que la rétention des apports ponctuels directs ne pourra être effective que dans les écosystèmes aquatiques et leurs annexes (zones inondables, bras morts, sédiments, etc.), alors que les apports diffus pourront être régulés dans les bassins-versants, dans les espaces semi-naturels et agricoles, dans les différentes structures paysagères qu'ils présentent.

Les estimations des flux de nutriments et de leurs origines varient selon les publications en fonction de l'approche et des bases de données utilisées. Certains bilans sont calculés directement à partir des pressions, qui peuvent être des données de rejets, des quantités de fertilisants apportés ou des surplus agronomiques. D'autres bilans sont établis à partir de calculs de flux émis vers la mer, estimant par modélisation leurs origines. Sur la base des estimations des flux sortants à la mer et de modèles les plus récents déployés à l'échelle mondiale, l'agriculture apparaît, pour les eaux de surface, comme la source dominante de nutriments (50 % du N émis et 55 % du P émis). Les bilans de masse entre les apports d'azote et les sorties sous formes dissoutes ou particulaires à leurs exutoires révèlent, à l'échelle mondiale, une rétention apparente dans les écosystèmes terrestres et aquatiques d'environ un tiers des apports d'azote et des deux tiers des apports de phosphore. À l'échelle nationale, les flux spécifiques (kg/ha/an sortant à l'exutoire du bassin-versant) peuvent varier, d'un bassin-versant à l'autre, d'un ordre de grandeur de 10, les flux d'azote étant en moyenne 40 fois plus élevés que ceux du phosphore. Cette variabilité est liée aux pressions mais aussi aux capacités de rétention des bassins-versants. Cette capacité de rétention dépend, en première approche, pour l'azote de la pluie efficace, du temps de résidence de l'eau dans les aquifères, de l'extension des zones humides ; pour le phosphore, de la connectivité des écoulements entre source et cours d'eau. Le nitrate dissous est la forme dominante d'azote transporté sous climat tempéré, alors que le phosphore particulaire est la forme dominante de phosphore.

I Principaux hot spots de la rétention apparente de N et P

Les sols : des systèmes plus efficaces pour retenir le phosphore que l'azote

Les sols constituent l'interface principale entre les apports diffus d'azote et de phosphore et les cours d'eau. C'est une interface privilégiée pour la rétention de l'azote et du phosphore dans les bassins-versants. Les sols reçoivent en effet les engrais minéraux (ammonitrate) et organiques (effluents d'élevage, boues, etc.).

L'ion ammonium, chargé positivement, est peu mobile dans le sol parce qu'il est adsorbé sur les argiles. En revanche, l'ion nitrate, chargé négativement, est très mobile et facilement transporté par lixiviation dans les sols puis vers les nappes de subsurface ou de profondeur. Par conséquent, c'est en premier lieu au niveau des sols qu'il faut agir pour retenir ou éliminer l'azote, que ce soit par exemple par une limitation des intrants (minéraux et organiques), la mise en place de couverts végétaux d'hiver qui assimilent l'azote et le restituent plus lentement, par des rotations choisies qui absorbent l'azote au fur et à mesure qu'il est produit, évitant son entraînement par lessivage en surface ou dans les nappes phréatiques sous-jacentes, par des retours au sol de résidus végétaux riches en carbone qui favoriseront la réorganisation microbienne de l'azote du sol. La dénitrification peut être importante dans les sols, même en conditions globalement aérées. Par exemple, une pluie peut engorger momentanément tout ou partie des sols. Il existe très souvent des microsites anaérobies dans les matrices de sols globalement aérobie, créant ainsi localement des zones très favorables à la dénitrification. Les fortes teneurs en matières organiques, en argiles et limons sont des facteurs favorisant la rétention de l'azote dans les sols et son élimination par dénitrification, qui constitue une perte nette pour les écosystèmes.

La capacité des sols et des sédiments à retenir le phosphore est fonction de leur pH, de leur minéralogie et des matières organiques qui les composent. Le maintien de sols bien aérés, avec un fort pourcentage de matières organiques, de limons et argiles, favorise la rétention du phosphore. Les sites d'adsorption du phosphore sont nombreux mais en quantité finie, car la capacité des sols et des sédiments à retenir le phosphore est également fonction de la quantité de phosphore déjà adsorbée. Les pertes de phosphore des sols sont principalement attribuées à l'érosion des sols, le phosphore étant transporté sous forme particulaire, adsorbée aux argiles et aux éléments minéraux (fer, aluminium et calcium notamment). Ainsi, le maintien d'un couvert végétal sur les sols permet une meilleure rétention du phosphore en limitant l'érosion. Si les mesures des teneurs en P extractible des sols sont fréquentes, en lien avec des enjeux de production de biomasse végétale, les teneurs en P total le sont moins. L'estimation d'un taux de saturation en P des sols n'a été généralisée que dans quelques pays, majoritairement ceux pour lesquels l'eutrophisation des lacs a été un enjeu. La diversité des modes de mesure du P extractible des sols ne facilite pas la comparaison des capacités de rétention du P sur les sols. La notion de taux de saturation en P des sols existe mais la manière de l'estimer ne fait pas consensus. Il faut souligner que si le sol constitue un système de stockage performant du phosphore, il ne l'élimine pas. Il peut donc être remobilisé en fonction des conditions environnementales des sols décrits dans le paragraphe précédent et être transporté le long des versants, et éventuellement vers les cours d'eau qui les drainent. Le sol constitue donc un système de rétention efficace mais temporaire du phosphore.

Les nappes phréatiques : des réservoirs de nitrates à long terme

Les nitrates constituent la forme dominante des transferts d'azote depuis les sols jusqu'aux aquifères. Les nitrates en excès dans les sols, c'est-à-dire ceux qui ne sont pas absorbés

par les plantes et les micro-organismes ou qui ne sont pas dénitrifiés, sont lixiviés sous la zone racinaire et rejoignent les aquifères. Les aquifères constituent le principal réservoir de nitrates en milieu continental. L'âge moyen des eaux des nappes phréatiques peut être de quelques dizaines d'années dans les aquifères des petits bassins-versants (têtes de bassins), voire plusieurs centaines d'années dans les aquifères profonds alimentant les grands cours d'eau. Cette longue rétention des eaux dans les aquifères, et donc des nitrates, explique pour partie la faible et lente diminution des concentrations en nitrates des cours d'eau, et ce malgré les efforts consentis pour limiter les intrants. En effet, la majeure partie des écoulements des cours d'eau sous nos climats tempérés océaniques résulte des écoulements d'eau provenant des aquifères de subsurface ou profonds. Une très faible part du carbone organique des sols percole dans les nappes phréatiques, limitant la possibilité de dénitrification hétérotrophe par les organismes utilisant la matière organique comme source d'énergie. Cependant, il est possible dans certains aquifères qu'il y ait une dénitrification chimolithotrophe par des bactéries utilisant l'oxydation des minéraux comme source d'énergie en présence de pyrite (FeS_2) qui est alors oxydée en sulfate (SO_4), tandis que les nitrates sont transformés en azote gazeux (N_2). Les temps de transit généralement longs (plusieurs dizaines d'années) dans les aquifères profonds, même ceux des têtes de bassins, peuvent favoriser ce processus, si tant est qu'il y ait de la pyrite ; ce qui n'est pas facile à prédire.

La grande capacité de rétention du phosphore dans les sols, mis à part dans les sols très sableux, limite son transfert dans les aquifères. Le phosphore est donc très rarement présent dans les nappes phréatiques.

Les zones humides : des systèmes naturels d'épuration de N et de rétention du P

Les zones humides constituent des pièges à sédiments fins, et donc à matières organiques transportées pendant les épisodes de crue. Les zones humides, qu'elles soient naturelles ou construites, constituent des sites privilégiés de dénitrification et de rétention du phosphore. En effet, les zones humides sont le plus souvent des sites de forte production de matières organiques qui stockent du phosphore et le maintiennent sous forme organique à cause de la faible décomposition des matières organiques.

Les ripisylves sont des zones humides boisées qui bordent les cours d'eau ou les lacs. Leur position topographique entre les versants et les systèmes aquatiques leur confère une fonction d'interface privilégiée pour les transferts d'eau et de matières dissoutes et particulaires. Leur fonctionnement biogéochimique est conditionné par l'hydrodynamique locale. Les remontées et fluctuations du toit des nappes phréatiques ou les crues des cours d'eau vont affecter l'aération des sols des ripisylves de façon plus ou moins marquée en fonction de la topographie locale. Les zones basses, proches du lit des cours d'eau ou des lacs, seront plus fréquemment engorgées et sujettes à une anoxie temporaire ou permanente favorisant la dénitrification ; les zones topographiquement plus élevées pourront être sujettes à des anoxies plus temporaires. Les ripisylves peuvent donc constituer des zones tampons pour les pollutions azotées diffuses provenant des versants.

Les zones d'inondation présentent un fonctionnement biogéochimique similaire à celui des ripisylves. Elles présentent une interface aérobie-anaérobie durant les phases d'inondation, favorable à la dénitrification, et une accumulation de sédiments et de matières organiques, favorable à la rétention de phosphore. Rares dans les têtes de bassin-versant, les zones inondables sont de taille importante dans les bassins-versants de grande taille, quand les cours d'eau ne sont pas endigués. Elles se situent surtout à l'aval des hydrosystèmes.

Les cours d'eau : des systèmes de stockages transitoires du phosphore

Les cours d'eau peuvent retenir et utiliser le phosphore dans leurs sédiments grâce aux activités des micro-organismes et des algues. Cette capacité de rétention dépend également de la concentration en phosphore des eaux et des sédiments, mais aussi de la complexité de la structure géomorphologique du cours d'eau. En effet, l'augmentation du temps de résidence de l'eau dans un tronçon, causée par le ralentissement du courant, permet le dépôt des matières en suspension minérales et organiques phosphorées. Cette augmentation du temps de résidence augmente également le temps de contact du phosphore associé avec les sédiments et les organismes biologiques, favorisant son adsorption ou absorption. D'une manière générale, tout ce qui permet de ralentir l'écoulement de l'eau dans la rivière et de favoriser les échanges entre le cours d'eau et les sédiments, que ce soit la présence de seuil et de mouille, de méandres, de chenaux secondaires, d'embâcles, favorise aussi l'épuration de l'azote par dénitrification. À l'échelle des réseaux hydrographiques, le taux de dénitrification est plus élevé dans les petits cours d'eau peu profonds que dans les grands fleuves. De plus, la longueur cumulée relative de petits cours d'eau (70 à 80 % des linéaires totaux des réseaux hydrographiques) augmente encore l'importance de la dénitrification dans les sédiments des rivières de têtes de bassins. Il faut cependant souligner que la rétention de l'eau dans les cours d'eau peut entraîner un risque d'eutrophisation des tronçons concernés si les apports en nutriments sont en excès.

Lacs et barrages : pièges à phosphore et système d'épuration de l'azote

Les sédiments des lacs ou des barrages sont des environnements qui possèdent une zone anoxique plus ou moins profonde où l'épuration de l'azote par dénitrification peut être active. La capacité de dénitrification est là aussi fonction du temps de résidence de l'eau et du rapport entre surface de sédiment et volume d'eau.

Les lacs, les étangs et les retenues artificielles constituent des zones importantes de stockage de phosphore. Il faut souligner que le phosphore reste le plus souvent piégé dans les sédiments pendant des décennies, voire des siècles ; il peut être relargué en fonction des conditions d'aération des sédiments et des équilibres de concentration entre l'eau et le sédiment. Ce relargage de phosphore alimente le processus d'eutrophisation et permet d'expliquer les résultats souvent mitigés de restauration de qualité d'eau dans les lacs, même après une limitation significative des apports.

Les lacs naturels et de barrages sont aussi des systèmes de rétention de silicium qui est un nutriment indispensable pour les diatomées. La présence de nombreux lacs et/ou barrages en zone agricole peut renforcer le déséquilibre des rapports naturels entre N, P et Si déjà provoqué par les apports d'engrais, en augmentant les rapports N/Si et P/Si. Cela a pour conséquences de limiter le développement de diatomées dans les écosystèmes aquatiques d'eau douce ou marine situés en aval.

Les estuaires : des zones de dénitrification et de transfert de phosphore

Dans les estuaires, les eaux douces et marines, soumises aux cycles des marées et aux crues, se mélangent. Elles entraînent une mise en suspension des sédiments dans toute la colonne d'eau, et la formation d'un mélange communément appelé bouchon vaseux. Ce mélange turbide est peu propice au développement d'algues, par manque de lumière, mais il constitue un réacteur biogéochimique très actif dans la colonne d'eau.

L'apparition de conditions anoxiques est ainsi fréquente, et peut être très marquée. Elle est principalement due à la décomposition par les bactéries des apports de matières organiques dissoutes et particulaires des cours d'eau amont. L'apparition de conditions anoxiques est également liée à la capacité de dissolution de l'oxygène dans l'eau, qui diminue quand la teneur en sel augmente, donc avec l'arrivée des eaux marines. L'ammonium, qui est le plus souvent d'origine urbaine ou industrielle près des zones estuariennes, peut être nitrifié dans les zones présentant de l'oxygène, contribuant alors à une baisse de l'oxygène dissous dans le bouchon vaseux. Les phases d'anoxies en estuaire affectent les invertébrés et poissons autochtones mais constituent aussi une barrière physiologique aux migrations d'espèces patrimoniales comme les poissons migrateurs (saumons, anguilles, etc.).

Dans ces zones estuariennes souvent pauvres en oxygène, les nitrates arrivant des cours d'eau peuvent être dénitrifiés. La biodisponibilité du phosphore est, quant à elle, favorisée, sa désorption des argiles sédimentaires se trouvant facilitée par le contexte très réducteur, quasi anoxique, causé par la décomposition de la matière organique sédimentée. Les nitrates non dénitrifiés et le phosphore non consommé, de même que les matières organiques non dégradées, sont transférés dans le milieu marin et peuvent constituer des panaches d'eaux saumâtres sur des dizaines, voire des centaines, de kilomètres au large ou le long des côtes.

Les lagunes : des zones de dénitrification et d'accumulation de phosphore

Les lagunes communiquent directement avec la mer par une ou plusieurs passes permanentes ou temporaires, souvent appelées « graus », et parfois indirectement si une nappe souterraine passe sous le cordon sédimentaire. Selon l'importance des apports d'eau douce et des échanges avec la mer, une lagune est plus ou moins saumâtre. Grâce à leur capacité de stockage d'eau, les lagunes tamponnent les fluctuations des flux arrivant à la mer et permettent une décantation des matières particulaires issues des bassins-

versants, tout en assurant une transition progressive en salinité. Le transfert d'azote vers les lagunes se fait sous forme de nitrate entre la fin de l'automne et le début du printemps, de façon graduelle par les entrées marines et de manière très impulsienne par les crues des cours d'eau, qui peuvent s'avérer très brèves mais très intenses sous climat méditerranéen.

Le transfert d'azote ammoniacal et de phosphate se fait plutôt par les rejets urbains, de façon plus étalée sur l'année, voire plus intense l'été en période d'affluence touristique. En été, la baisse des apports, la consommation par les algues et la dénitrification dans les eaux de fond hypoxiques diminuent les stocks de nutriments dissous azotés, alors que diffusent depuis le fond, surtout sous climat chaud, d'importantes quantités de phosphate issues de la reminéralisation de l'important stock sédimentaire de phosphore, situé à faible profondeur qui soutient les efflorescences algales. La présence d'élevage conchylicole contribue au transfert d'une partie de l'azote et du phosphore phytoplanctonique vers le sédiment, à travers leurs biodépôts.

Les zones côtières : des zones de rétention variable des nutriments

Le plateau continental a reçu de tout temps les apports de nutriments des fleuves continentaux, d'où un gradient d'enrichissement naturel décroissant du littoral vers l'océan. En zone tempérée, on peut caricaturer la situation de la richesse en azote en considérant que si on prend la concentration océanique moyenne comme unité, celle d'un estuaire non enrichi par l'activité humaine sera environ 10 fois plus forte, tandis que celle d'un fleuve drainant un bassin-versant où l'activité agricole est prépondérante sera 100 fois plus forte. Un important transfert de nutriments azotés (sous forme de nitrate essentiellement) se fait donc dans les panaches des fleuves, dont la portée peut atteindre des centaines de kilomètres dans le cas de grands fleuves à fort débit, et qui se diluent progressivement. L'emprise géographique de l'enrichissement en phosphore est nettement plus confinée autour de l'estuaire hypoxique en raison de la forte réadsorption du phosphore sur les particules argileuses dès que celles-ci se retrouvent dans le contexte marin bien oxygéné, où elles sédimentent vite.

Les zones rocheuses ou sableuses à fort hydrodynamisme n'accumulent ni N ni P, tandis que les baies abritées ou les gyres côtiers, propices à la sédimentation, peuvent accumuler dans leurs fonds de l'azote organique détritique et, surtout, du phosphore adsorbé sur des particules organominérales, qui y reste piégé tant que le sédiment superficiel reste bien oxygéné. Seules les très fortes tempêtes peuvent remobiliser de façon sporadique en hiver une partie de ces stocks sédimentaires, sans grand risque d'eutrophisation associé. En été, dans les sites confinés, eutrophes et peu profonds, les anoxies de fond peuvent libérer de fortes quantités de phosphore et d'azote, au moment où la flore algale est carencée en ces éléments, autoalimentant ainsi le processus d'eutrophisation.

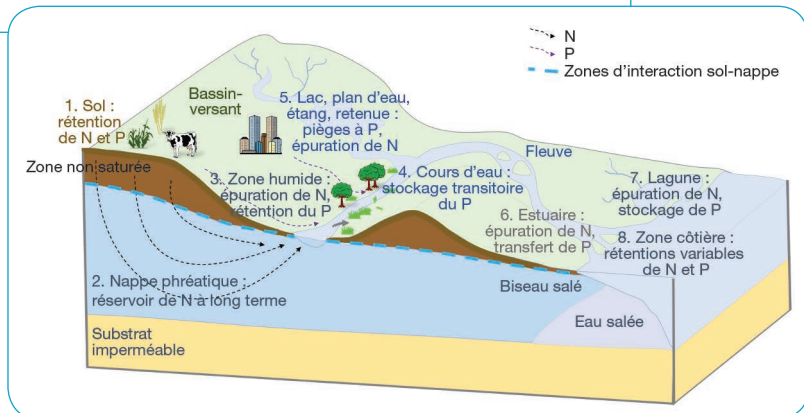
Le transfert d'azote depuis le continent vers la surface de l'océan côtier peut également se faire à travers la retombée d'azote atmosphérique sous forme gazeuse ou d'aérosols, comme dans la partie centrale de la mer du Nord.

Évaluation de l'effet cumulé des *hot spots* de rétention du P et de dénitrification dans les bassins-versants

Les bassins-versants présentent une diversité de structures paysagères, capables de retenir ou d'éliminer des nutriments (figure 1.10).

Il faut rappeler que le phosphore est moins mobile que l'azote et est principalement retenu dans les sols et les sédiments. L'azote est plus mobile et transféré majoritairement sous forme de nitrate dissous. Les nitrates peuvent être dénitrifiés dans les sédiments et les sols, et peuvent s'accumuler dans les nappes phréatiques. L'azote peut être retenu dans les sols sous forme organique et ammoniacale. Ces différences de mécanismes de transferts, les durées de rétention et capacités d'élimination entre l'azote et le phosphore entraînent des différences dans le rapport massique entre ces deux éléments depuis les têtes de bassins-versants et tout au long du continuum terre-mer. Ce constat explique aussi pourquoi l'évaluation des capacités de rétention du phosphore et de rétention et élimination de l'azote dans un bassin-versant est actuellement difficile et entachée d'une forte incertitude, même dans les têtes de bassins-versants qui sont pourtant les sites les plus propices pour réaliser ces estimations. Il existe en effet une grande variabilité de flux dans les têtes de bassins-versants, sans que puissent être établies des relations entre structures des paysages (l'arrangement spatial de l'occupation des sols) et qualité de l'eau des rivières qui les drainent. Si l'évaluation d'une ou plusieurs structures peut être réalisée à grand renfort d'équipements et de mesures, il est impossible de quantifier toutes les configurations paysagères. Il n'est pas possible non plus d'extrapoler les taux mesurés sur un site à d'autres sites du fait des spécificités hydrologiques, hydrogéomorphologiques et biogéochimiques de chacun, qui engendrent une grande variabilité spatio-temporelle de la dénitrification et de la rétention en phosphore.

Figure 1.10. Zones de transferts, de rétention et d'élimination de N et P le long du continuum terre-mer.



La controverse entre N et P

IL EXISTE DANS LA LITTÉRATURE UNE CONTROVERSE concernant le rôle respectif de N et P dans le déclenchement de l'eutrophisation. Certains auteurs considèrent que la régulation des phénomènes d'eutrophisation dans les eaux douces passe par une limitation unique des apports de P. Cet élément serait selon eux le facteur unique limitant le développement des producteurs primaires, l'acquisition de l'azote pouvant se faire à travers l'activité des cyanobactéries diazotrophes.

En eau douce, cette hypothèse a été formulée notamment à partir de résultats relatifs à des études portant sur des suivis à long terme d'enrichissements en azote, phosphore ou azote et phosphore d'un lac pauvre en nutriments, le lac 227, au nord-ouest de l'Ontario au Canada, puis au suivi de son évolution après suppression des enrichissements. Les études ont clairement montré que la suppression de l'apport de phosphore limitait l'eutrophisation, ce qui a poussé les auteurs à préconiser de limiter uniquement les apports de phosphore pour enrayer l'eutrophisation, et ce quel que soit l'écosystème d'eau douce ou saumâtre. Les auteurs de ces études étayaient leur argument avec le succès de cette expérience unique à long terme, le fait que les études montrant la colimitation de l'azote et du phosphore ont été surtout mises en évidence dans des expérimentations en laboratoire ou des mésocosmes, ces expériences à court terme ne rendant cependant pas compte de la complexité des écosystèmes, le fait que la régulation des apports d'azote coûterait trop cher et qu'elle serait inutile puisqu'elle serait compensée par la fixation atmosphérique des cyanobactéries.

Cette focalisation sur la régulation unique des apports de phosphore a été développée aux États-Unis depuis plusieurs années, notamment sur le lac Érié. Cependant, de nombreuses études récentes remettent en cause cette option et préconisent de limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore dans les eaux continentales, saumâtres et salées. Les principaux arguments en faveur de cette corégulation de l'azote et du phosphore pour juguler l'eutrophisation sont les suivants :

- les lacs oligotrophes du Nord Canada ne représentent pas la grande diversité des écosystèmes aquatiques continentaux, estuariens, lagunaires, côtiers et marins ;
- il a été montré à de nombreuses reprises que les efflorescences algales en milieu côtier, notamment ceux de macroalgues vertes, étaient fortement influencées par les apports d'azote, surtout en été, car, si azote et phosphore sont tous deux peu abondants dans les eaux marines de surface, la minéralisation de l'azote organique détritique issu de la floraison printanière est beaucoup plus lente que celle du phosphore organique détritique, conduisant habituellement à une carence estivale en azote des eaux marines ;
- plusieurs études (dont une menée sur le même lac 227 du nord-ouest de l'Ontario) ont montré que la fixation d'azote par les cyanobactéries n'égalait pas les apports provenant normalement des bassins-versants ;
- le phosphore n'ayant quasi pas de phase gazeuse, il s'accumule plus rapidement que l'azote dans les écosystèmes aquatiques anthropisés. Son augmentation continue

dans les sédiments des cours d'eau, des lacs, des estuaires et des lagunes fait de lui une ressource de plus en plus biodisponible pour les plantes aquatiques et les algues, d'où le besoin de réguler également l'apport d'azote, qui devient dans ce cas l'élément limitant le développement des producteurs primaires ;

– la stratégie basée sur la réduction unique des apports de phosphore pour juguler les problèmes d'eutrophisation n'a pas été couronnée de succès à ce jour. Par exemple, les lacs Apopka, Okeechobee aux États-Unis, le lac Érié entre les États-Unis et le Canada, les lacs Taihu et Donghu en Chine ont connu des efflorescences algales récentes malgré les efforts significatifs pour limiter uniquement les apports de phosphore ;

– ce transport disproportionné d'azote par rapport au phosphore dû à la régulation univoque du phosphore entraîne son transfert au large, comme dans le cas de l'estuaire de la Neuse en Caroline du Nord ou dans la mer des Wadden entre les Pays-Bas et le Danemark.

Il existe aujourd'hui un faisceau de connaissances objectives qui soutiennent un consensus largement partagé par les scientifiques pour limiter à la fois les apports d'azote et de phosphore aux écosystèmes aquatiques, qu'ils soient ponctuels ou diffus, qu'ils soient d'origine urbaine, industrielle, agricole, ou résultant de l'usage des énergies fossiles.

La controverse sur le ou les facteurs contrôlant l'eutrophisation souligne plusieurs éléments à prendre en compte pour aborder ce processus complexe. Tout d'abord, elle rend compte de la difficulté à extrapoler des résultats obtenus sur un type d'écosystème à d'autres. Chaque écosystème est unique et possède sa propre histoire et dynamique, elles-mêmes liées aux conditions géologiques, géomorphologiques, hydrologiques, écologiques et climatiques locales, mais aussi aux pressions anthropiques passées et présentes et à leur nature, aux contextes sociologiques et économiques dans lesquelles elles se sont inscrites. Les écosystèmes aquatiques sont des systèmes complexes et ouverts qui ont des temps de réponse aux apports anthropiques qui peuvent être très longs (plusieurs décennies) et non linéaires, qui nécessitent des suivis à long terme. Les cycles des nutriments ne sont pas isolés les uns des autres, et des mesures de régulation d'un élément ont des conséquences sur les autres et *in fine* sur l'équilibre des écosystèmes.

Le concept de vulnérabilité

LA NOTION DE VULNÉRABILITÉ est mobilisée dans différentes sphères thématiques, tant biophysiques, écologiques que socio-économiques, pour évaluer un risque d'altération directe ou indirecte du bien-être humain⁵ ou des écosystèmes. Les grandes expertises mondiales, tels le Millenium Ecosystem Assessment (MEA), ou l'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) ont utilisé ce concept dans le cadre mondial des Nations unies.

5. Au sens du MEA, cette notion de bien-être comprend les libertés de choix et d'action, la santé, les bonnes relations sociales et la sécurité. Les situations perçues par les personnes sont dépendantes de la géographie locale, de la culture et des contextes écologiques.

On retiendra qu'une analyse de vulnérabilité suppose :

- une cible, partie d'un système général (par exemple les écosystèmes riverains vis-à-vis des inondations, écosystèmes côtiers par rapport à l'érosion, des segments de cours d'eau par rapport à des pollutions),
- un risque d'altération de cette cible (par exemple pour les inondations et l'érosion, on s'intéressera à des aléas météorologiques et à leur traduction en caractéristiques hydrauliques ; pour les pollutions à des charges polluantes),
- une sensibilité de cette cible à l'altération, c'est-à-dire une capacité à supporter l'(les) événement(s) perturbateur(s) et leur intensité,
- une capacité à se reconstruire ultérieurement (résilience).

Ces différentes composantes de la notion de vulnérabilité varient avec les propriétés intrinsèques des écosystèmes récepteurs et avec les enjeux sociétaux. La vulnérabilité est donc à définir avec soin pour ces différentes composantes, cible, risque d'altération, sensibilité, résilience, en maîtrisant bien et en rendant explicite toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui les relie. Il est essentiel de bien préciser le cadre spatial et temporel de l'exercice et ses limites de confiance.

I Application du concept de vulnérabilité à l'eutrophisation

La notion de vulnérabilité est mobilisée dans la sphère mondiale de la gestion des cours d'eau, car c'est un outil qui peut aider à adapter les actions de remédiation aux réalités physiques et humaines des situations analysées. La majorité des analyses de risque proposées jusqu'alors par la littérature repose essentiellement sur une base hydro-géochimique : elles calculent un transfert de nutriments depuis les bassins-versants jusqu'aux cours d'eau selon différents modèles des plus frustes aux plus sophistiqués (chapitre 4), et estiment un risque d'eutrophisation sur la seule base de seuils de flux et concentrations en nutriments. La pertinence des outils ainsi déployés est liée à la maille de calcul des flux, mais aussi à la richesse des données de calage, et enfin à la relation plus ou moins explicite avec le phénomène d'eutrophisation. Par exemple, au niveau de l'Europe, le Joint Research Center (JRC) a publié un risque d'eutrophisation défini *a priori* sur les limites de concentrations en mg/L N : 0,5 = risque faible ; 0,5 à 1,5 = risque moyen et > 1,5 risque fort. Ajouté au fait que le P n'est pas pris en considération, notamment pour les masses d'eau continentales, et au vu des concentrations connues sur le continent européen, qui sont en général beaucoup plus élevées, ce calcul de risque effectué à une maille trop large de 180 km² est *a priori* inadapté pour discriminer finement des situations continentales à risque et définir les actions de remédiation adéquates.

D'une façon générale, il existe encore très peu d'exemples publiés de prise en charge intégrale (aléa hydrogéochimique couplé avec la vulnérabilité écologique) de la vulnérabilité à l'eutrophisation des hydrosystèmes dans la littérature scientifique ; d'une part parce que les univers disciplinaires sont séparés et communiquent peu ou parce qu'ils opèrent à des échelles disjointes (par exemple hydrogéochimie des bassins-versants *versus* écologie des hydrosystèmes), d'autre part parce que la cible ultime concerne

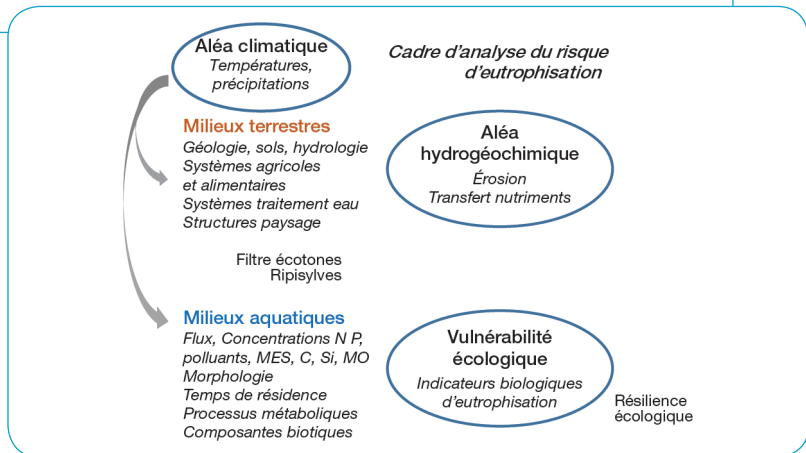
majoritairement le milieu marin, ce qui conduit à établir des bilans assez globaux dans les hydrosystèmes continentaux, parfois pour N seulement, plus rarement pour N et P. Il faut signaler à ce stade, en lien avec les propos tenus dans le chapitre 2, que les questionnements scientifiques portent désormais beaucoup plus sur la capacité à tenir compte de situations soumises à des facteurs de stress multiples et à la façon de chaîner les échelles, qui représentent aujourd'hui des fronts de recherches en plein développement.

■ Risque d'eutrophisation tenant compte de la vulnérabilité biologique des hydrosystèmes : un domaine largement à construire

L'analyse de la littérature a montré que la construction d'une analyse de risque d'eutrophisation répondait à des objectifs différents en fonction des milieux, des cibles choisies, de leur vulnérabilité et de la complexité totale à prendre en charge, et d'une certaine façon aussi des données potentiellement mobilisables et de leur pertinence. Cela conduit à proposer le cadre d'analyse de la figure 1.11.

Dans la figure 1.11, le front de connaissance à faire progresser en priorité concerne les liens entre les propriétés contingentes des milieux aquatiques et les notions de vulnérabilité et

Figure 1.11. Cadre d'analyse du risque d'eutrophisation, comprenant l'aléa climatique, l'aléa hydrogéochimique et la vulnérabilité écologique des systèmes récepteurs, qui dépend de leur position dans le continuum terre-mer ainsi que de leur structure, de leur fonctionnement et de la résilience écologique.



En italique sont notées les propriétés des systèmes terrestres et aquatiques qui participent au processus d'eutrophisation et en régissent l'intensité. MES : matières en suspension, MO : matières organiques.

de résilience écologique, puisque coexistent des relations non linéaires entre éléments (pas une relation de dose-effet classique et existence d'effets seuils), des effets retard (événements à effets différés ou accumulatifs dans le temps), des relations distantes dans le continuum terre-mer (effet des têtes de bassin et de leur flux de nutriments non métabolisés sur les zones côtières par exemple). Il faut aussi faire progresser les liens entre aléa et vulnérabilité, notamment dans les dimensions spatiales et temporelles (périodes, structures spatiales).

Pour gérer cette complexité, en particulier pour une analyse de risque complète, il sera nécessaire de faire appel à des couplages spatiaux mobilisant des systèmes d'information géographiques et leurs couches de données associées, et vraisemblablement combiner des données mesurées, des données approchées sous forme de proxys, des données estimées issues de modèles avec leurs incertitudes, mais aussi des données à dire d'expert. Ces univers font de plus en plus appel à des modèles de type probabiliste tels que les réseaux bayésiens, qui ont l'avantage de la souplesse pour gérer ces relations, qui explicitent les schémas causaux et qui sont révisables sans changement lourd d'architecture dès lors que les probabilités sont affinées par des mesures *in situ* ou par une expérience renforcée.

Il s'agit aussi d'un changement de paradigme de gestion dont la décision de construction, puis de mise en œuvre, incombe au monde opérationnel. Cela plaide pour que toute nouvelle politique essaie de coordonner à la fois la construction de modèles, mais aussi la prise stratégique de données pour leur calage et la réduction de leurs incertitudes, ainsi que l'articulation avec les réseaux opérationnels existants.

Enfin, beaucoup d'interrogations se font jour par rapport au comportement futur des systèmes vis-à-vis du changement climatique (p. 63). Le cadre d'analyse proposé dans la figure 1.11 se prête bien à la prise en charge de scénarios de changements climatiques (modifications des aléas hydrologiques, hydrochimiques, thermiques, des durées d'éclairement en intensité, durée, fréquence et en saisonnalité) ou de changements d'occupation des sols et de pratiques au sein des milieux terrestres.

2. Quelles évolutions de l'eutrophisation ?

L'augmentation de la démographie et des concentrations urbaines, l'industrialisation de l'agriculture liée à l'extraction minière du phosphore ou au procédé chimique de fabrication d'azote minéral (méthode Haber-Bosch) ont entraîné une augmentation des flux et des concentrations de nutriments dans l'environnement, et *in fine* dans les milieux aquatiques. Le concept de cascade de l'azote exprime cette idée d'effets en chaîne sur les sols, les eaux, la biodiversité, très mentionnés dans la littérature, et qui ont été de mieux en mieux appréciés au fil de temps. Une partie de la littérature récente se réfère à l'anthropocène comme à une ère nouvelle pour laquelle l'évolution de l'environnement est marquée par l'influence des activités humaines. Cette littérature fait très généralement référence à la perturbation des cycles biogéochimiques comme élément majeur des évolutions de ces dernières décennies.

La modification de ces cycles biogéochimiques a engendré d'importantes perturbations écologiques. De nombreux lieux emblématiques dans le monde sont sujets à des crises d'eutrophisation récurrentes : la mer Baltique, les Grands Lacs laurentiens, la baie de Chesapeake, le golfe du Mexique, la lagune de Venise, de très nombreux lacs et zones côtières en Chine, le lac Victoria, les côtes bretonnes, etc. Ces sites ont pour la plupart fait l'objet de suivis continus et sur le long terme. Les données qui y ont été acquises permettent d'explorer finement, sur un même espace géographique, les dynamiques croisées entre pressions, variables hydroclimatiques (température et débit), de milieu (habitat et chimie des eaux) et les réponses biologiques. Les réseaux de surveillance réglementaire, qui n'apportent souvent pas une telle diversité d'informations et de profondeur temporelle, fournissent en revanche une vision complémentaire par des données agrégées géographiquement, indiquant des états moyens et des variabilités.

Les crises majeures qui viennent d'être évoquées participent à la construction de l'eutrophisation en tant que problème public, devenant des scènes « hydrosociales » emblématiques, très investies par les sciences humaines et sociales. En revanche, les pollutions diffuses à l'origine de certains de ces dysfonctionnements échappent au champ d'investigation des sciences sociales : elles ont leur origine à longue distance de ces lieux emblématiques, sur les vastes territoires que représentent les « têtes de bassins-versants », sur des temps longs ; elles sont moins spectaculaires et leurs conséquences moins perceptibles localement.

Afin de rendre compte des tendances de toutes les manifestations de l'eutrophisation, qu'elles soient emblématiques et visibles ou plus diffuses, ce chapitre retrace tout d'abord l'évolution des cycles biogéochimiques à l'échelle globale, en y précisant le rôle des

activités humaines. Nous nous attachons ensuite à décrire l'évolution des manifestations de l'eutrophisation en nous basant sur les suivis de sites emblématiques ou à forts enjeux, bien sériés géographiquement et dûment instrumentés dans la durée. Les réponses des systèmes en lien avec la mise en œuvre de plans de remédiation, lorsqu'il y en a eu, sont détaillées : comment répondent les milieux et à quel pas de temps ? Les enseignements tirés des réseaux de surveillance à large maille, couvrant de grands territoires, viennent ensuite compléter l'analyse. Un focus est réalisé sur les effets des changements globaux et des intrusions d'espèces invasives : quels sont les premiers constats ? Peut-on les prévoir ? Enfin, ces évolutions des manifestations de l'eutrophisation sont mises en relation avec les perceptions et les réponses de la société.

Évolution globale des flux de nutriments, rôle des activités humaines

AU COURS DU XX^E SIÈCLE, LA POPULATION MONDIALE A QUADRUPLÉ, passant de 1,5 à 6 milliards d'habitants, s'établissant aujourd'hui à 7,4 milliards d'habitants (2016). Aujourd'hui, 54 % de la population mondiale vivent dans des zones urbaines, proportion qui devrait passer à 66 % en 2050. Dans bon nombre de régions, l'urbanisation s'est densifiée autour de grandes mégapoles, souvent situées près de l'eau, grands fleuves et surtout régions littorales. Plus d'un milliard de personnes – la plupart en Asie – vivent dans des plaines côtières, la plupart dans des villes et des zones urbanisées. Ces évolutions posent la question du traitement des déchets et des eaux usées, particulièrement difficile et néanmoins nécessaire dans les régions côtières.

L'agriculture a, quant à elle, profondément évolué à travers trois facteurs essentiels : la mécanisation, le transport des matières premières et des denrées, et l'utilisation d'engrais de synthèse (N) et fossiles (P). Ces transformations ont engendré une augmentation importante de la productivité et une baisse des coûts de production. Elles ont également conduit à une forte spécialisation des régions agricoles, déconnectant les activités d'élevage et de culture. Des changements importants en ont aussi découlé au niveau des cycles de l'azote et du phosphore au niveau local et global : des quantités importantes d'azote et de phosphore ont été introduites, sous forme d'alimentation animale dans les systèmes d'élevage, sous forme d'engrais minéraux pour les régions de culture. Dans les deux cas, ces flux sont souvent majoritairement issus d'importations d'autres territoires, voire d'autres continents, entraînant des surplus importants mais très variables d'une région à l'autre.

Les évolutions des flux varient, selon les publications, en fonction de l'approche, des bases de données utilisées. Sur la base de modèles les plus récents déployés à l'échelle mondiale, la contribution de l'agriculture aux flux sortants à la mer serait passée, au cours du xx^e siècle, de 20 % à 50 % pour l'azote, et de 35 % à 55 % pour le phosphore.

L'introduction massive d'azote sur les surfaces continentales est liée à la découverte du procédé Haber-Bosch de synthèse de l'azote en 1909, qui a permis la fabrication industrielle

des fertilisants azotés pour l'agriculture, auquel il convient d'ajouter l'utilisation de combustibles fossiles. Ces deux types d'apports sont largement dominants, en particulier dans le nord de l'Europe et aux États-Unis, en lien avec la fertilisation des cultures et l'alimentation humaine et animale. À l'échelle européenne, au cours des 100 dernières années, la production de biomasse a été multipliée par quatre, mais les « fuites » vers l'atmosphère et l'océan l'ont été par trois.

Le phosphore mis en jeu dans les surfaces continentales est, depuis le ^{xx}e siècle, essentiellement d'origine minière. Les apports aux surfaces terrestres, liés à cette extraction minière, ont considérablement augmenté, au point que les ressources apparaissent désormais limitées à l'échelle de quelques décennies. L'évolution des apports sous forme de fertilisants pour les cultures est bien quantifiée. Cette évolution a, comme pour l'azote, perturbé l'ensemble du cycle du phosphore, notamment par une augmentation des stocks de phosphore du sol et des flux vers les eaux continentales et marines. Cependant la littérature ne fournit pas de graphes analogues à ceux élaborés pour l'azote, du fait d'une plus grande difficulté à estimer, pour le phosphore, les flux et stocks à l'échelle mondiale (alimentation, émission vers les systèmes aquatiques).

Analyse de l'évolution sur le long terme de différents systèmes

LES ÉVOLUTIONS SUR LE LONG TERME ne sont souvent analysées dans la littérature scientifique que par grand type d'écosystème aquatique, les communautés scientifiques d'écologistes, d'hydrologistes et de biogéochimistes s'étant en effet souvent spécialisées sur un type d'écosystème (lac, cours d'eau/fleuve, littoral/mer) et, au sein de ces écosystèmes, ayant concentré leur activité sur quelques sites emblématiques. Sur ces sites, les nutriments étudiés sont généralement l'azote, le phosphore, le carbone et leurs spéciations. Le silicium n'est souvent pas étudié, car considéré comme stable et spécifique des substrats géologiques, même si des évolutions peuvent être observées de manière très indirecte et lente, en lien avec l'augmentation des processus d'altération des roches du fait de l'activité humaine.

I Évolution des lacs

Les lacs ont constitué des sentinelles vis-à-vis des processus d'eutrophisation. Ils ont été les premiers à donner l'alerte. Ce sont des systèmes semi-fermés ce qui leur confère une plus grande sensibilité vis-à-vis du phénomène d'eutrophisation. C'est un résultat important pour l'eutrophisation, mais aussi pour la surveillance des eaux, que d'identifier leur rôle de sentinelle vis-à-vis de changements globaux (climat, usage des sols). La littérature scientifique sur ces systèmes date des années 1960 et porte alors sur les Grands Lacs laurentiens, faisant un saut quantitatif dans les années 1970 et s'étendant progressivement à différents systèmes lacustres. Nous verrons ici de

manière détaillée le cas du lac Érié et du Léman, dont les trajectoires sont originales et sont bien documentées dans la littérature, notamment parce que des suivis y sont pratiqués depuis plusieurs décennies.

Le cas des Grands Lacs ne peut cependant être généralisé à l'ensemble des systèmes semi-fermés que sont les plans d'eau qui présentent une grande variabilité de taille et de temps de résidence, de flux entrants, de positionnement de leurs exutoires pour les barrages hydroélectriques (lâcher d'eau) ou les étangs piscicoles (production), et qui ont des vocations très diverses (réservoirs d'eau potable, retenues d'eau pour l'agriculture, zones humides à vocation écologique, étangs piscicoles, etc.). Les plans d'eau ne font souvent pas l'objet de suivis qui permettraient de caractériser l'évolution des concentrations en azote et en phosphore et les risques de manifestation d'eutrophisation, comme souligné dans l'ESCO, sur l'impact cumulé des retenues.

Le lac Érié, d'une oligotrophisation à une réeutrophisation

Le lac Érié, l'un des Grands Lacs laurentiens en Amérique du Nord et le moins profond (19 à 64 m), a une surface de 25 800 km², pour un bassin-versant de 64 000 km². Le temps de résidence moyen de ses eaux est très court puisqu'il n'est que de 2,2 ans. Le bassin-versant héberge une population de près de 12 millions d'habitants principalement alimentée en eau potable par le lac. C'est un lac à enjeux très forts, au passé très marqué, puisqu'il était qualifié dans les années 1950-1960 de « Dead Sea of North America », et il a fait très tôt l'objet de programmes de surveillance et de remédiation (Commission Mixte Canada et États-Unis). Il a été en rémission progressive dans les années 1990 suite à la réduction des apports de phosphore, les objectifs fixés de 11 000 t par an étant quasiment atteints. Or ce lac a connu des épisodes très sévères de proliférations de cyanophycées en 2011 et en 2014, en conséquence de quoi la ville de Toledo (400 000 habitants) a distribué pendant plusieurs jours de l'eau en bouteille à ses habitants en raison de concentrations excessives en microcystines (2,5 µg/L) dans l'eau du robinet (coût évalué à 2,5 M US \$). Ces épisodes se sont reproduits en 2015 et le risque est désormais tel que, en période sensible, des bulletins de prévision sont produits chaque semaine : ils sont élaborés par plusieurs services dont la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, images satellitaires) et reposent sur les prédictions de différents modèles couplant météorologie, bassin-versant, hydrodynamique du lac et fonctionnement lacustre (phytoplancton, cyanobactéries, cladocères, dreissènes, etc.).

Cette situation préoccupante a donné lieu à une investigation pour comprendre les causes du phénomène, dans un bassin où des efforts conséquents avaient été consentis. De très nombreuses publications ont été produites. Une conférence de consensus a mobilisé plus d'une centaine d'experts nationaux et mondiaux (2015), les résultats publiés.

La part relative des sources diffuses (non point source), notamment celle du phosphore dissous, apparaît de plus en plus grande. Cette différence temporelle dans la nature des apports, au profit d'une forme plus bioassimilable de phosphore, est un facteur d'explication avancé comme cause de la recrudescence des manifestations de

l'eutrophisation (échouages d'algues vertes accrus sur les plages, hypoxies, proliférations de cyanobactéries). À cela s'ajoutent des phénomènes climatiques, comme l'augmentation de la température (intensité, durée, impact sur la phénologie), la moindre couverture neigeuse (son volume, sa durée et la précocité des fontes) ou l'augmentation tendancielle de la pluviométrie, jouant un rôle dans le transfert des nutriments issus des terres agricoles. De nouvelles pratiques agronomiques réalisées dans le bassin-versant, relevant pourtant des bonnes pratiques (BMP pour Best Management Practices, pas de labour ou travail réduit du sol, paillis/*mulch* qui maintiennent le P dans la couche superficielle des sols et le rendent plus facilement mobilisable), ou encore un accroissement des épandages aériens de fertilisants (augmentation des surfaces en lien avec l'intensification) s'ajoutent pour expliquer l'augmentation des apports diffus.

Les chercheurs ont également reconsidéré le paradigme dominant sur le rôle du phosphore comme premier facteur limitant du phytoplancton. Grâce à des apports de la biologie moléculaire et aux données de terrain, ils montrent que la croissance et la toxicité d'efflorescences de cyanobactéries non diazotrophes peuvent être contrôlées par l'azote : ainsi *Microcystis* possède des adaptations physiologiques qui lui permettent de dominer dans des environnements pauvres en P et dont le développement est contrôlé par N. C'est ce qui explique notamment les proliférations dominées par *Microcystis* et *Planktothrix*. Ces résultats, étayés par plusieurs années d'observation sur la partie ouest du lac Érié, montrent que les pics de microcystine sont concomitants de ceux d'azote non organique, et non d'orthophosphate, et qu'ils sont plus faibles les années de plus basses concentrations en N. L'Agence américaine de protection de l'environnement préconise désormais d'être attentifs au rapport N:P et de bâtir des stratégies de remédiation commune sur les deux éléments, y compris en milieu aquatique continental.

Le cas du lac Érié a pu être analysé grâce à la qualité des séries chronologiques et à la permanence d'un accompagnement scientifique. C'est un territoire où des modèles ont été déployés et couplés (bassins-versants, lacs) pour prédire des réponses biologiques (macro-invertébrés et poissons, comme indicateurs de l'état écologique). Ces modèles contribuent à représenter la complexité du système, dans le temps et l'espace, et permettent de faire des tests de scénarios de remédiation *in silico* contribuant à définir des préconisations et de répondre à la question : quelle est l'ambition atteignable dans le domaine biophysique et quelle est sa faisabilité d'un point de vue socio-économique ?

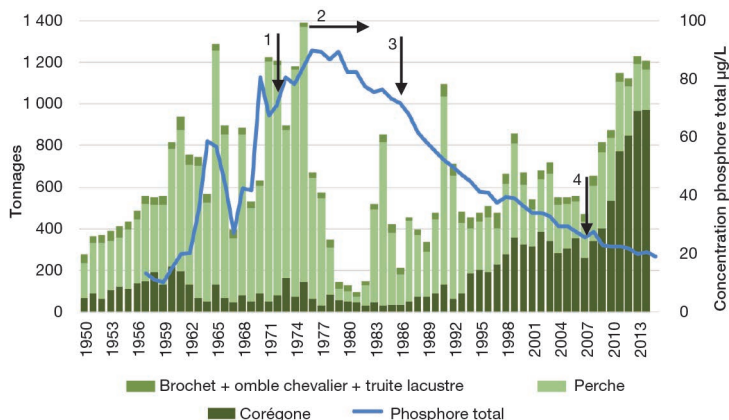
Deux initiatives vont dans le sens d'une prise en charge plus holistique de la gestion des hydrosystèmes et de leur remédiation : la caractérisation des facteurs de stress cumulés pour les Grands Lacs, basée sur l'analyse de leur prévalence et de la sévérité relative de leur impact potentiel, assortie de leur cartographie, et la caractérisation et la cartographie de services environnementaux (services récréatifs pris en compte : fréquentation des parcs et des plages, navigation de plaisance, pêche, observation de la faune et flore sauvage), notamment à des fins de mise en cohérence de politiques de restauration dont le montant actuel s'élève à 1,5 milliard US \$.

Le lac Léman, un lac en réoligotrophisation

La trajectoire du lac Léman est indissociable de sa position frontalière avec la Suisse et du dialogue installé de longue date entre scientifiques et gestionnaires au sein de la Commission internationale de protection des eaux du Léman (CIPEL) créée en 1963. La concentration de centres de recherche au sein d'un même espace à forts enjeux (cadre de vie, tourisme et adduction en eau potable) et la mise en place précoce d'un suivi approfondi ont permis un diagnostic de l'état de dégradation du lac et de ses causes dans les années 1960, et d'engager un programme de remédiation des émissions de phosphore d'origine urbaine (près d'un million de riverains, 500 000 touristes), basée sur deux piliers, l'interdiction des lessives phosphatées (Suisse en 1986, France en 2007) et l'équipement de déphosphatation des stations d'épuration. Ce plan de lutte est adapté à la situation du Léman (source endogène d'azote abondante et de phosphore faible ; lac profond, rôle prépondérant de la source exogène de phosphore d'origine urbaine) : dans ce cas, la maîtrise du P pouvait porter ses fruits.

La première tendance concerne la diminution des concentrations en phosphore de 80-90 µg/L dans les années 1975-1980 à 20 µg/L aujourd'hui (figure 2.1), la CIPEL fixant un objectif à 10-15 µg/L à l'horizon 2020. À une augmentation rapide des concentrations en phosphore sur deux décennies a ainsi succédé une réponse plus lente, sur une quarantaine d'années, de diminution des concentrations en phosphore.

Figure 2.1. Évolution de la teneur en phosphore et de la composition des captures de poissons dans le lac Léman.



1 : démarrage de la déphosphatation dans les stations d'épuration ; 2 : diminution de la fertilisation phosphorée ; 3 : interdiction des phosphates dans les lessives en Suisse et baisse progressive des teneurs en France ; 4 : interdiction des phosphates dans les lessives en France. D'après Mercier *et al.*, 2016.

Le statut trophique du lac s'améliore progressivement, mais la pente de la tendance est beaucoup moins marquée pour le phytoplancton pris à titre d'exemple qu'elle ne l'est pour le phosphore. La structure de la composition spécifique des poissons du Léman a considérablement changé entre la période 1950-1975, où la perche dominait les captures et où, aujourd'hui, ce sont les corégones qui constituent l'essentiel de la biomasse pêchée (environ multipliée par 8 par rapport à 1950-1970).

Ces évolutions traduisent de profondes modifications du fonctionnement trophique du lac, qui sont mal représentées par des indices globaux de type chlorophylle *a*. Il faut aller chercher l'information dans la composition du phytoplancton au sein duquel l'augmentation de formes de petite taille et des mixotrophes, plus caractéristiques de situations d'oligotrophie comme celles du lac d'Annecy, signent vraiment la réoligotrophisation du Léman. Des améliorations récentes très nettes ont aussi été constatées sur le lac du Bourget, qui a également fait l'objet d'un plan de restauration, et où les proliférations spectaculaires de *Planktothrix rubescens*, connus par le phénomène du sang des Bourguignons, ne se sont plus manifestées depuis.

Ce cas d'étude particulièrement fouillé montre que les tendances n'obéissent pas qu'à un seul facteur de forçage. Seules des analyses limnologiques approfondies permettent d'en comprendre la dynamique, en combinant des informations sur la mémoire chimique des lacs, accumulée dans les sédiments, sur les forçages climatiques, sur l'intensité, la durée la fréquence et la phénologie des efflorescences (précocités printanières, brassage hivernal, température benthique, etc.) et sur les relations trophiques (phyto et zooplancton, tailles, crustacés, compartiment benthique, poissons).

■ Évolution des cours d'eau et des fleuves

Les évolutions générales

Les cours d'eau et les fleuves ont également été marqués par une augmentation des teneurs en azote et en phosphore. Une compilation récente de données issues de 22 rivières aux États-Unis indique une augmentation ancienne des teneurs en nitrate (avant 1940). Les longues séries qui remontent au début du *xx*^e siècle restent exceptionnelles, mais elles montrent toutes l'augmentation importante de l'azote et du phosphore. La littérature scientifique y porte attention plus tardivement, dans les années 1980, l'explosion des publications datant plutôt des années 1990.

En Europe, les chroniques remontent aux années 1960-1970. Les concentrations en azote et phosphore ont été approximativement et respectivement multipliées par 4 et par 10, en moyenne annuelle, sur 20 ans, sur quelques grands fleuves (sur le Rhin, entre 1954 et 1976, de 1 à 3,5 mg N/L, et de 60 à 400 µg P/L ; sur la Seine, entre 1960 et 1980, de 2 à 8 mg N/L et de 10 à 130 µg P/L). Des évolutions similaires ont été publiées sur la Tamise, en amont de Londres. Par rapport au bruit de fond considéré comme relatif à des systèmes non ou faiblement anthropisés, l'azote et le phosphore ont augmenté d'un facteur 2 à l'échelle globale ; dans l'Europe de

l'Ouest et aux États-Unis, ces augmentations ont pu être multipliées localement par un facteur 10, voire plus.

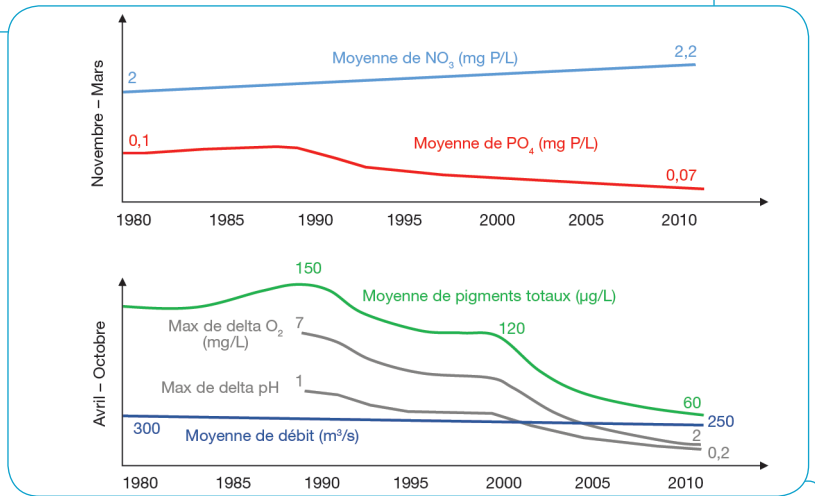
Les travaux permettant de mettre en relation des évolutions des usages des sols et des activités humaines sur les bassins-versants avec les concentrations dans les rivières et les fleuves sont rares, que ce soit dans le sens d'une aggravation ou d'une amélioration, malgré la mise en place de suivis réglementaires, du fait principalement que ces changements se font souvent très progressivement, et que leurs effets se font sentir plus lentement encore. Seules des modifications majeures et des chroniques très longues, parfois agrégées sur un ensemble de rivières, permettent de faire ce lien. Par exemple, sur la Tamise, l'augmentation rapide des concentrations en nitrate dans les années 1970 a été mise en relation avec la généralisation du retournement des prairies au Royaume-Uni, à partir d'une modélisation et d'une reconstitution des sources sur plus d'un siècle. Des événements climatiques ont pu être des déclencheurs (sécheresse de 1976 et teneur en nitrate en Europe), indiquant des effets de seuils, des interactions climat-activités agricoles. Une étude sur 250 stations/rivières (taille de bassin-versant > 1 000 km²) aux États-Unis, entre 1974 et 1994, indique que le phosphore et l'azote total ont diminué dans près de la moitié des stations, et qu'elles continuent d'augmenter dans quelques stations. L'amélioration est surtout le fait de bassins-versants à dominante forestière et en prairie, la stagnation celui de bassins-versants à dominante agricole.

Comme pour les lacs, il existe très peu de données permettant une analyse rétrospective sur les têtes de bassin-versant (ordre de Strahler inférieur à 4). Ce défaut de connaissance ne permet pas de construire une stratégie de remédiation différenciée et de définir des objectifs adaptés en fonction des trajectoires d'évolution, des états actuels et des enjeux territoriaux liés à ces cours d'eau amont et à leurs bassins versants.

La Loire, un fleuve aux évolutions marquées

La Loire est un fleuve particulièrement sensible à l'eutrophisation, avec une forte pression agricole et urbaine, des étiages prononcés, et une morphologie fluviale à chenaux multiples qui ralentit l'écoulement en période de basses eaux, laissant pleinement au phytoplancton le temps de se développer. Elle présentait dès la fin des années 1970 des conditions particulièrement eutrophes (figure 2.2), avec, dans sa partie basse (Loire moyenne et aval), des concentrations extrêmes de phytoplancton (> 250 µg/L de chlorophylle *a* pendant l'été) et une très grande diversité de phytoplancton. L'estuaire de la Loire était alors reconnu comme une zone régulièrement en anoxie l'été, du fait de la dégradation des quantités considérables de matières organiques labiles. L'analyse des tendances, depuis 1980, de la biomasse algale et des nutriments en Loire moyenne et sur l'ensemble du linéaire de la Loire a mis en évidence une diminution de près d'un facteur 2 des concentrations en orthophosphates depuis le milieu des années 1990, et ce sur tout le linéaire de la Loire et dans ses affluents principaux ; signe évident des efforts de réduction des apports ponctuels (apports urbains, industriels et agricoles) à l'échelle de l'ensemble du bassin de la Loire. Par voie de conséquence, les apports diffus font l'objet ces dernières années de plus d'attention, ceux-ci pouvant désormais représenter une part relativement

Figure 2.2. Évolution de l'eutrophisation depuis 1980 dans la Loire moyenne selon les périodes hivernales (novembre à mars) et estivales (avril à octobre).



D'après Minaudo, 2015.

plus importante que les apports ponctuels. Les indicateurs de la biomasse phytoplanktonique comme les concentrations estivales des pigments totaux, les amplitudes journalières des concentrations en oxygène dissous et du pH ont diminué d'un facteur 2,5. Cependant, le maintien aujourd'hui d'apports azotés toujours en excès continue à produire des marées vertes littorales et des eaux colorées hauturières dans la zone côtière balayée par le panache de la Loire.

À l'instar d'autres cours d'eau européens, des travaux menés sur la Loire moyenne ont mis en évidence une augmentation significative de la température de l'eau au cours des trois dernières décennies (+0,9 °C entre les périodes 1978-1987 et 1999-2008), accompagnée d'une baisse des débits sur la même période (-80 m³/s), majoritairement liée au réchauffement atmosphérique global. Selon un certain nombre de projections, ces changements climatiques sont susceptibles de conduire à une forte augmentation des concentrations en nutriments dans les cours d'eau et des phénomènes d'eutrophisation associés. Les changements de qualité d'eau attendus dans ce contexte sur la Loire moyenne ont été contrebalancés, pour le moment, par une réduction locale des concentrations en phosphore en réponse à l'amélioration des traitements d'épuration, limitant ainsi le développement des communautés phytoplanktoniques, renforcé par l'invasion et la colonisation de la plupart des masses d'eau de surface de la Loire par la corbicule, un mollusque bivalve filtreur invasif.

L'éclaircissement de la colonne d'eau occasionné par des niveaux de phytoplancton plus faibles est profitable au développement des macrophytes, qui constituent des refuges pour une faune d'invertébrés plus diversifiée mais différente de celle existant avant la période d'eutrophisation. On note en effet une proportion croissante de taxons avec des stratégies de résistance ou de résilience adaptées aux changements hydroclimatiques (par exemple des organismes de petite taille, l'ovoviviparité) et un transfert probable de la production primaire depuis des organismes phytoplanctoniques vers des biofilms épibenthiques et des macrophytes.

Cette augmentation de diversité semble, par ailleurs, se généraliser à des échelles plus larges. Une étude portant sur une sélection d'une centaine de sites à travers la France, suivis annuellement sur 25 ans (1987-2012), met ainsi en évidence un accroissement significatif de la richesse spécifique de macro-invertébrés sur la période, y compris pour des sites dits « de référence », préservés des différentes sources de perturbation. D'après l'analyse des évolutions temporelles de groupes alimentaires variés, il semblerait que ces changements soient ici aussi la double conséquence de l'élévation progressive de la température et de l'amélioration générale de la qualité chimique des cours d'eau, qui conduiraient en cascade à une complexification du réseau trophique (allongement des chaînes et diversification) – autrement dit à une amplification trophique – au sein des communautés.

■ Évolution des eaux littorales

Les évolutions générales

Les eaux littorales ont fait l'objet de travaux scientifiques en lien avec l'eutrophisation un peu plus tardivement, à partir des années 1990, mais ils sont en augmentation régulière depuis. Les évolutions des concentrations de nutriments en mer sont plus difficiles à tracer que dans les eaux continentales, du fait du phénomène de dilution. Les analyses privilégient soit les flux sortants à la mer, soit les manifestations de l'eutrophisation (chlorophylle, concentrations en oxygène, etc.) directement en mer.

Concernant les flux sortants en mer, les données au niveau mondial montrent des tendances variables. Au niveau national, le réseau Ifremer de surveillance de la qualité chimique des eaux côtières françaises (RNO puis ROCCH), démarré en 1974, permet de suivre l'évolution des nutriments. Deux synthèses nationales portant sur les périodes 1974-1984 et 1985-2003 indiquent que, pour l'ammonium, la situation s'est nettement améliorée dans les sites anormalement enrichis (Dunkerque, baie de Seine et Fos-Berre), alors que les niveaux de nitrate ont continué d'augmenter jusqu'en 1993, surtout en baie de Seine et en rade de Brest, pour se stabiliser, voire diminuer lentement ensuite. Pour le phosphate, le point noir de la baie de Seine a vu ses concentrations divisées par 4 entre 1985 et 2003, tandis que les autres sites moins enrichis montraient également une tendance à la baisse. L'Observatoire national de la mer et du littoral conclut que, pour les quatre grands fleuves français que sont la Seine, la Loire, le Rhône et la Garonne, les flux d'azote liés aux nitrates ont baissé de 1999 à 2003-2004 (-40 %), pour ensuite présenter une certaine stabilité jusqu'en 2011,

augmentant sensiblement ces dernières années. Les flux de phosphore ont été divisés par 4 entre 2000 et 2005, en raison de l'amélioration des performances des stations d'épuration et d'une moindre utilisation des engrais phosphatés en agriculture.

Concernant les manifestations de l'eutrophisation, le nombre mondial d'hypoxies est passé d'une dizaine de cas signalés dans les années 1960 à 415 cas recensés en 2009. Une carte interactive mondiale mise en place en 2011 recense désormais 762 zones côtières impactées par l'eutrophisation, dont 479 touchés par le phénomène d'hypoxie ou d'anoxie, 55 en rémission, et 228 sujets à d'autres symptômes comme les efflorescences algales, la perte d'espèces, ou des impacts sur les récifs coralliens. Le cas de la baie de Chesapeake, qui connaît, dans les années 1970, le triste privilège d'être le premier endroit de la planète déclaré zone marine morte en lien avec ces phénomènes d'anoxies, est détaillé ci-dessous. Pour la France, c'est le cas des marées vertes sur les côtes bretonnes qui est illustré.

La baie de Chesapeake, première zone marine morte déclarée

La baie de Chesapeake représente un cas particulièrement emblématique de l'action synergique de différentes pressions anthropiques, et notamment de l'action combinée d'apports excessifs en nutriments et de la surpêche des bivalves filtreurs. De très nombreux travaux de recherche ont été conduits dans la baie ; ils permettent de reconstituer la dynamique de l'écosystème depuis l'arrivée des premiers colons européens et livrent ainsi une histoire sans doute assez représentative de ce qui s'est passé sur une période plus longue, dans de très nombreux autres écosystèmes côtiers. La baie de Chesapeake s'étend sur plus de 300 kilomètres à l'intérieur des terres. Peu profonde, elle était, jusqu'au début du XVIII^e siècle, largement couverte d'herbiers marins et peuplée d'importantes populations de poissons, de requins, de mammifères marins, de tortues. Une première modification intervient dans l'écosystème au moment où les colons entreprennent de grands déboisements sur les bassins-versants adjacents. Les apports de sédiments dans la baie augmentent alors, et les herbiers présents sur le fond régressent au profit d'un développement du phytoplancton. Aucun phénomène significatif d'eutrophisation n'est cependant observé à cette époque, car de très importants gisements naturels d'huîtres filtrent en permanence l'eau de la baie pour se nourrir, la renouvelant en moyenne tous les trois jours, et contrôlant ainsi toute prolifération algale.

En 1870, avec l'introduction de la pêche à la drague, l'exploitation des stocks d'huîtres explose, les captures atteignant rapidement plusieurs centaines de milliers de tonnes par an. En quelques décennies, les gisements naturels sont détruits et les pêcheries s'effondrent. La faible densité d'huîtres n'a alors plus d'impact sur la filtration des nutriments de la baie, et les premiers épisodes d'eutrophisation sont enregistrés dans les années 1930. Du fait des apports de nitrate qui augmentent en lien avec le développement industriel ou urbain et l'intensification agricole, ces épisodes d'eutrophisation se multiplient, aboutissant à des anoxies de la baie et à la qualification, dans les années 1970, de zone morte. Depuis, les efforts entrepris pour restaurer la qualité des eaux s'avèrent très insuffisants et l'écosystème reste extrêmement dégradé.

Les marées vertes de Bretagne

Les macroalgues marines sont largement présentes sur certaines baies des côtes rocheuses de l'Atlantique et de la Manche. Elles dominent naturellement, par leur masse, la biocénose des substrats littoraux dont elles contrôlent aussi la biodiversité. Par leur position dans le proche littoral, elles se situent en première ligne face aux arrivées de nutriments. Les conséquences peuvent être des régressions de ceinture de grandes algues brunes (Fucales, Laminariales), et des proliférations algales impliquant de petites espèces opportunistes. Les proliférations d'algues vertes, constituées d'espèces du genre *Ulva*, sont à l'heure actuelle les plus caractéristiques et les plus courantes. La première signalisation écrite d'échouage excessif d'ulves en Bretagne se trouve dans une requête d'aide du conseil municipal de Saint-Michel-en-Grève auprès du préfet des Côtes-d'Armor datée de juillet 1971. Les suivis annuels des marées vertes de l'ouest de la France, menés depuis 2002 par le Centre d'étude et de valorisation des algues (CEVA), mettent en évidence une variabilité interannuelle des proliférations très marquée. Les surfaces d'échouage peuvent varier du simple au double, essentiellement sous l'effet de deux facteurs : l'apport fluvial de nutriments azotés durant la période de croissance (mai-août), et la biomasse algale présente en début de printemps (reliquat de la biomasse produite l'année précédente). Globalement, le tonnage total d'algues vertes observé en Bretagne a crû rapidement de la fin des années 1960 jusqu'au milieu des années 1980, fluctuant ensuite, pour les deux raisons précédemment invoquées, autour d'un niveau moyen globalement stabilisé.

Évolutions mesurées dans le cadre des réseaux de surveillance

LES DONNÉES RECUEILLIES DANS LE CADRE DES RÉSEAUX DE SURVEILLANCE sont essentielles pour apprécier les situations sur de vastes territoires. Ces réseaux commencés, pour certains, dès les années 1970 ont progressivement gagné en densité de couverture et en homogénéité de protocole de recueil de données. En cela, la directive-cadre sur l'eau (DCE) a constitué un accélérateur de cette homogénéisation à l'échelle européenne, indispensable pour pouvoir comparer des situations. Il en est de même pour le milieu marin, avec les données recueillies à l'échelle européenne dans les réseaux de suivi OSPAR (depuis 1992) et de la directive-cadre stratégie pour le milieu marin (DCSMM, évaluation de l'état initial en 2011).

■ Résultats des réseaux de surveillance en Europe

Bilan à l'échelle de l'Europe

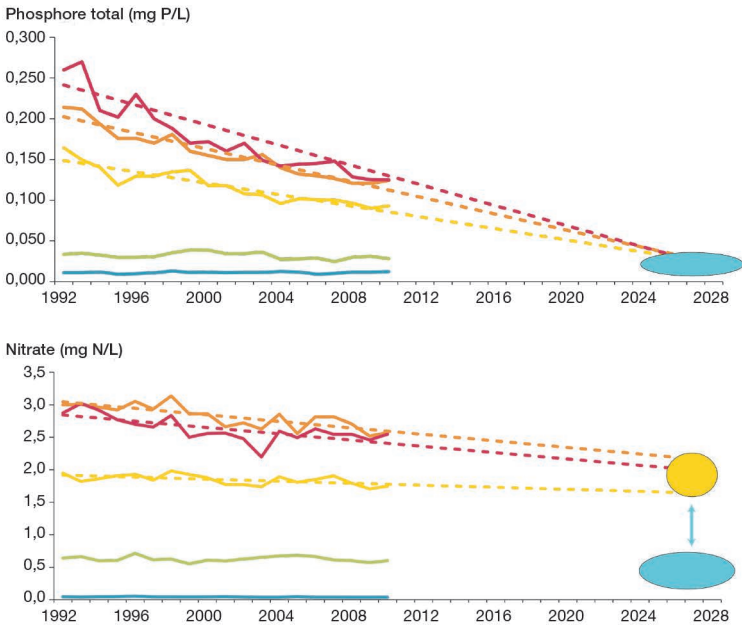
L'Union européenne a publié un premier bilan de la DCE de 2009 : 42 % des masses d'eau sont en bon état. Les lacs et les eaux côtières présentent de meilleurs états que les cours d'eau et les eaux de transition. Les régions les plus atteintes pour les eaux douces se situent en Europe du Nord et Centrale, en particulier en Allemagne du Nord, aux Pays-Bas,

dans la partie ouest et nord de la France et en Belgique, alors que, pour les eaux marines côtières et de transition, ce sont la mer Baltique et la mer du Nord.

La pollution diffuse par les nutriments et la dégradation de l'hydromorphologie, altérant les habitats, sont identifiées comme les principales pressions responsables de la non-atteinte des objectifs pour les eaux de surface. En analysant les pressions, il apparaît que les états dégradés pour les eaux de surface sont explicables dans une proportion de 30 à 50 % par la pollution diffuse, principalement due à la pollution agricole (ce constat des instances européennes est corroboré par la littérature scientifique). Plus de 40 % des masses d'eau des zones côtières et estuariennes sont affectées par des sources diffuses, et 20 à 25 % d'entre elles sont également sujettes à des pollutions plus ponctuelles. Les bassins où il y a plus de 40 % de terres cultivées et plus de 100 habitants au km² représentent les deux tiers des masses d'eau n'atteignant pas le bon état.

Il y a un consensus pour souligner que les politiques publiques déployées pour lutter contre la pollution domestique (équipement des stations d'épuration de technologies de

Figure 2.3. Tendances potentielles (2010-2027 en pointillé) pour l'azote et le phosphore, en valeur médiane (en trait plein) dans chacune des catégories d'état écologique pour les eaux de surface européennes.

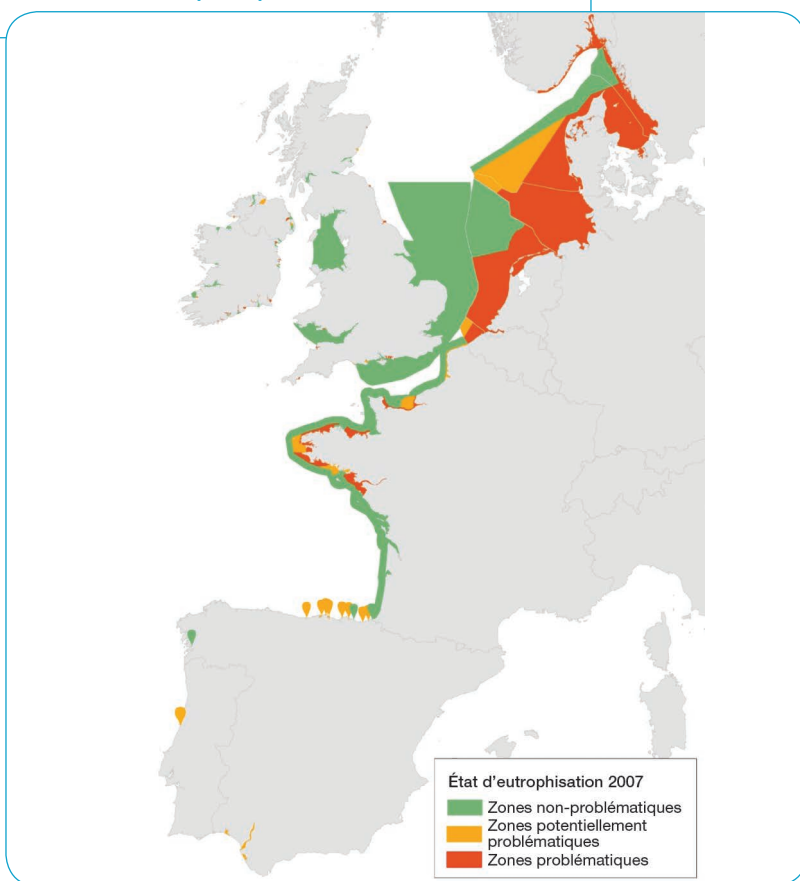


Bleu : très bon état ; vert : bon état ; jaune : état moyen ; orange : état médiocre ; rouge : mauvais état. Source : Werner, 2012.

troisième génération et interdiction des lessives phosphatées) se sont traduites par une baisse de la concentration en phosphore (54 %) dans les masses d'eau. Les projections très simplifiées indiquent même une atteinte du bon état à l'échéance du dernier cycle de la DCE en 2027 pour le phosphore (figure 2.3). Les nitrates n'évoluent pas sur la même période. Pour les zones côtières et estuariennes, les statistiques européennes ne révèlent pas non plus de changement pour les nitrates et la chlorophylle *a* entre 1985 et 2010.

Au sein d'OSPAR, une procédure commune (COMPP) a été développée et utilisée pour évaluer le statut d'eutrophisation des eaux. La seconde évaluation, menée en 2007, montre

Figure 2.4. Évaluation de l'eutrophisation dans la zone maritime d'OSPAR après application de la procédure commune mise en place par la Convention.



Source : OSPAR Commission, 2009.

que le problème est confiné principalement dans la mer du Nord et au niveau des échantures et des estuaires le long des côtes des mers celtiques, de la baie de Biscaye et des côtes ibériques (figure 2.4). Les évaluations OSPAR confirment la tendance à la diminution des flux de phosphore, parfois bien supérieure aux 50 % initialement prévus pour certains pays membres. Les apports d'azote diminuent plus faiblement et de manière plus variable. Les rapports de synthèse produits par les instances européennes fournissent beaucoup plus de détails que ceux sélectionnés ici, mais leur analyse en lien avec la question d'eutrophisation demanderait de travailler à un grain plus fin : beaucoup de données ne sont rapportées qu'au district, ce qui peut avoir du sens pour un bilan à l'exutoire vis-à-vis des eaux côtières, mais reste extrêmement grossier pour les nombreux bassins continentaux. Il existe, de plus, d'énormes disparités dans les tailles des masses d'eau définies par chaque État, voire entre régions d'un même État.

Bilan à l'échelle de la France

En France, le suivi des pressions liées à la fertilisation indique une situation stable de l'utilisation des fertilisants organiques, une diminution faible de l'utilisation des fertilisants minéraux, faible pour l'azote, plus marquée pour le phosphore, depuis 20 ans. Malgré la diminution des apports et le raisonnement de la fertilisation, le surplus reste élevé dans les régions d'élevage, en lien avec la densité du cheptel.

En l'absence de directive-cadre sur les sols, il n'y a pas de surveillance des sols harmonisée à l'échelle européenne. La mise en place du Réseau de mesure de la qualité des sols, dans le cadre du GIS Sol, a permis une cartographie des teneurs en phosphore des sols dans les années 2000. Une seconde campagne en cours permettra d'en connaître les évolutions. Les études menées sur la région Bretagne, à partir de la Base de données d'analyses des terres (BDAT), indiquent une augmentation des teneurs en phosphore extractible des sols depuis 20 ans, augmentation qui s'est ralentie ces dernières années. L'extension de ces travaux à l'échelle nationale est en cours et indique une diminution des teneurs en phosphore des sols. Les diminutions diffèrent selon les méthodes analytiques. La diminution est plus nette en P Olsen, plus facilement extractible (donc répondant plus vite), qu'en P Dyer, encore marqué par les apports passés.

En France, les Réseaux de contrôle de référence (RCR) et de surveillance (RCS) de la DCE ont été respectivement mis en place en 2004-2006 et en 2007. S'agissant de la qualité écologique de ses masses d'eau, la France se place dans la moyenne de l'ensemble de l'Europe, avec un pourcentage des masses d'eau de surface en bon état, tous types confondus, d'environ 42 % (41,4 % en 2010 et 43,4 % en 2013). L'élément le plus souvent déclassant est, en 2013, la physico-chimie pour 18 % des cours d'eau et 35 % des plans d'eau. Viennent ensuite le phytoplancton pour les plans d'eau (24 %) et les eaux de transition (16 %), et les macroalgues pour les eaux côtières (14 %). Les états écologiques sont cependant distribués de manière très hétérogène au sein du territoire national, les zones densément peuplées ou à dominante agricole (cultures ou élevages) présentant généralement moins de cours d'eau en bon état écologique. On retrouve les mêmes évolutions temporelles pour l'azote et le phosphore en France et en Europe, pour les mêmes

raisons : les orthophosphates ont diminué depuis 1998, les nitrates étant relativement stables. Les nitrates restent également stable pour les eaux souterraines.

Les évaluations OSPAR confirment cette tendance, indiquant une réduction de 50 % des apports fluviaux de phosphore dans les eaux côtières entre 1990 et 2007. Aucune évolution significative des apports d'azote n'est en revanche mise en évidence.

I Résultats des réseaux de surveillance aux États-Unis

Les États-Unis ont une longue tradition de conduite de la surveillance qui s'est régulièrement accompagnée de synthèses techniques et scientifiques. Pour les eaux de surface continentales, les bilans concernant la campagne 2008-2009 révèlent que : 55 % des cours d'eau ne satisfont pas aux critères de qualité pour la vie aquatique, majoritairement à cause des teneurs en nutriments ou de mauvaises conditions d'habitat ; 23 % sont en assez bon état ; 22 % sont en bon état et abritent des communautés biologiques en bonne santé. En sommant ces deux dernières catégories, on obtient un ordre de grandeur de 45 %, comparable aux chiffres européens et français pour le bon état écologique. Parmi les 55 % de cours d'eau en état dégradé, 24 % le sont à cause de corridors riverains artificialisés (absence de végétation et présence d'infrastructures) et 15 % à cause d'un excès de sédiments fins. Les lacs en mauvaise condition environnementale représentent 22 % du nombre total (les facteurs pénalisants sont le mauvais état des berges et l'excès de nutriments).

La comparaison avec 2004 indique une diminution de 7 % des cours d'eau en bonne condition, une augmentation de 19 % du linéaire impacté au-delà des normes en vigueur par le phosphore et de 9 % pour les nitrates. En revanche, 17 % du linéaire de cours d'eau s'est amélioré pour leur habitat et 12 % pour leur corridor riverain. Les niveaux d'azote et de phosphore dans les cours d'eau sont clairement identifiés comme responsables des états de dégradation de la qualité de l'eau : 46 % des cours d'eau dépassent le critère de l'Agence américaine de protection de l'environnement (US EPA) pour le phosphore et 41 % pour les nitrates. Dans le même temps (2004 *versus* 2008-2009), l'état écologique (macro-invertébrés) a légèrement diminué de 9 %, ainsi que la proportion de sites en bon état pour le phosphore (14 %), l'azote restant quasiment inchangé. Comme pour la comparaison qui a été faite pour la France, cinq ans semblent un délai trop court pour révéler des tendances, notamment sur des variables comme le phosphore qui sont très dépendantes des régimes hydrologiques, en ayant aussi à l'esprit la part d'incertitude inhérente à ces gros dispositifs de recueil de données à large échelle.

Ces statistiques générales sont accompagnées d'une démarche analytique intéressante qui consiste à calculer la prévalence des pressions dans les cours d'eau (en linéaire ou nombre de cours d'eau), à affecter une intensité d'impact vis-à-vis d'une cible biologique (périphyton, macro-invertébrés ou poissons) et à attribuer enfin un risque pondéré et relatif d'impact pour chaque pression. Les résultats pointent à la fois des patrons régionaux différents, mais surtout la part négative prépondérante que jouent les nutriments vis-à-vis des macro-invertébrés, des poissons et du périphyton.

Pour les eaux marines, sur les 1 100 stations étudiées en 2010 à l'échelle des États-Unis, un indice de la qualité de l'eau révèle que seulement 36 % ont une colonne d'eau en bon état (la moitié est en état acceptable). L'indice pointe l'excès de phosphore dans les eaux douces arrivant en mer (40 % seulement en bon état pour le phosphore), significativement relié avec l'intensité de l'agriculture sur les bassins-versants, mais pas d'excès azoté (70 % des eaux en bon état pour l'azote).

Impact des changements globaux

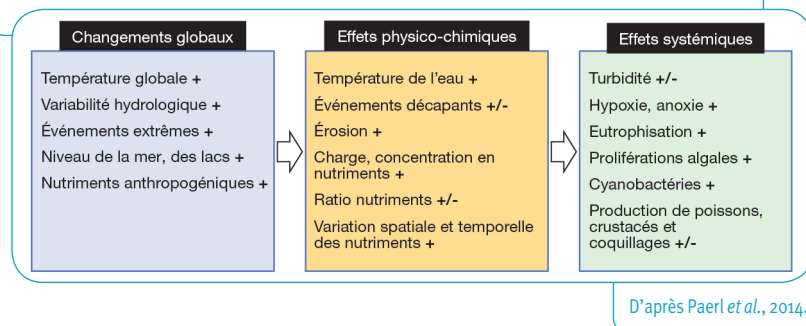
I Changements globaux et eutrophisation

L'effet des changements globaux sur les mécanismes d'eutrophisation et sur l'intensité future de ses manifestations est une question cruciale. Elle est très débattue depuis une vingtaine d'années dans la littérature scientifique, avec un corpus déjà très volumineux qui nécessiterait une synthèse en soi. Pratiquement toutes les agences environnementales dans le monde ont produit des contributions sur ce thème à l'attention des décideurs avec des messages concernant le risque accru d'eutrophisation.

Un titre extrait de cette abondante littérature résume bien le consensus général : *Allied attack: climate change and eutrophication*. En effet, le changement climatique n'est pas à considérer comme un facteur de stress s'ajoutant « simplement » à tous ceux déjà à l'œuvre, mais comme une perturbation générale qui va impacter l'ensemble des mécanismes intervenant dans l'eutrophisation et en amplifier les symptômes. Les transferts au sein des bassins-versants, la charge de nutriments parvenant aux hydrosystèmes, la physico-chimie des milieux, en particulier l'oxygène, le pH et le relargage de P et de métaux depuis les sédiments benthiques, la métabolisation des nutriments dans les milieux aquatiques, la niche des organismes et leur distribution, la dynamique des réseaux trophiques, producteurs primaires, secondaires et tertiaires, tous ces processus sont susceptibles d'être modifiés par les évolutions projetées du climat (changements des régimes thermiques et hydriques [pluviométrie], mais aussi changements associés des paysages terrestres).

Nous ne nous intéressons ici qu'aux grands traits majeurs des changements projetés et à leurs principaux effets susceptibles d'agir sur le processus d'eutrophisation (figure 2.5). Dans les régions tempérées, avec beaucoup de nuances géographiques et de grandes incertitudes, de nombreux changements sont projetés. En plus du réchauffement généralisé, l'intensité et la saisonnalité des précipitations seront impactées, ce qui aura des conséquences sur les patrons de transfert des nutriments ; par exemple des pluies plus violentes pourront augmenter l'érosion, les transferts terrestres et *in fine* la charge de nutriments vers les milieux aquatiques. À l'inverse, de plus longues périodes sèches affaibliront les débits estivaux, augmentant la part de contribution des aquifères plus chargés en nutriments aux cours d'eau. Dans les milieux aquatiques, les effets dépendront entre autres de leur morphométrie (profondeur et temps de submersion de leurs rives), du temps de

Figure 2.5. Principales composantes des effets cascades généralement décrits en réponse aux changements globaux projetés.



résidence de leur eau, de leur état initial dans le gradient de trophie, de la complexité de leurs chaînes trophiques et de la concentration en P de leur sédiment. Ainsi tous les symptômes de l'eutrophisation pourraient être impactés : soit la turbidité par excès saisonnier de matières minérales en suspension (augmentation des épisodes érosifs) inhibant la production phytoplanctonique et au contraire augmentant cette production à d'autres périodes, la stratification estivale notamment pour les lacs dimictiques dont la durée pourrait augmenter, accompagnée de phases d'hypoxie prolongée, risque accru de proliférations algales, en particulier de proliférations à cyanophycées, du fait de températures élevées et de modification du rapport N/P, enfin modification de la structure trophique, et évolution de la production de poissons au profit d'espèces à cycle plus court consommatrices de zooplancton et au détriment d'espèces d'eau froide salmoniformes et souvent carnivores. Toutes ces descriptions ne sont pas purement spéculatives ; elles sont notamment nourries de la longue expérience accumulée dans les lacs nordiques peu profonds, par leur évolution à la suite du réchauffement récent mais aussi d'expériences en mésocosmes (enceintes expérimentales) et de suivis à long terme d'estuaires.

La figure 2.6 met en situation fonctionnelle les différents processus décrits avec leurs actions directes et indirectes. Parmi les relations directes, on compte la température qui agit sur le métabolisme général du système et sur chaque organisme aquatique, au confort thermique propre pour ses différentes fonctions physiologiques telles que la maturation des gamètes, la reproduction, l'alimentation et la croissance. Selon les hausses futures de température, tant en tendance moyenne annuelle qu'en tendances saisonnières, qui peuvent être décrites en intensité, durée (en particulier, somme des degrés jours favorables à une fonction physiologique), fréquence, mais aussi en vitesse de changement, les communautés et leurs interrelations seront modifiées. L'évolution triviale la plus souvent mentionnée est celle d'une transition progressive de communautés à affinité d'eau froide vers des communautés d'eau tempérée à chaude, avec une opportunité pour des espèces invasives (p. 68) ayant pour effet de concurrencer les espèces autochtones. Mais il pourra se produire des évolutions plus complexes, en fonction des modifications

des contributions des différents groupes d'algues ou de phanérogames à la production primaire : ainsi le triptyque végétation submergée fixée, végétation flottante et phytoplancton (microalgues, cyanobactéries) sera en compétition temporelle pour la lumière et la concentration en nutriments, et dépendra de la pression de prédation exercée sur l'une d'entre elles, notamment pour le phytoplancton par le zooplancton. Ce dernier processus est détaillé dans la figure 2.7. Il est régi par un double contrôle, ascendant et descendant : une charge accrue de nutriments parvenant au milieu aquatique, allée à une température favorisant globalement le métabolisme, engendrera plus de biomasse algale ; le contrôle de cette biomasse algale est le fait du zooplancton, lui-même proie des poissons planctophages, régulés par les poissons prédateurs (souvent des salmonidés). Si ces derniers sont défavorisés par les nouvelles conditions thermiques, les poissons planctophages, pour la plupart des cyprinidés (mais aussi des corégones dans les lacs alpins), exerceront une prédation accrue sur le zooplancton, favorisant ainsi des explosions de biomasse algale moins bien régulées.

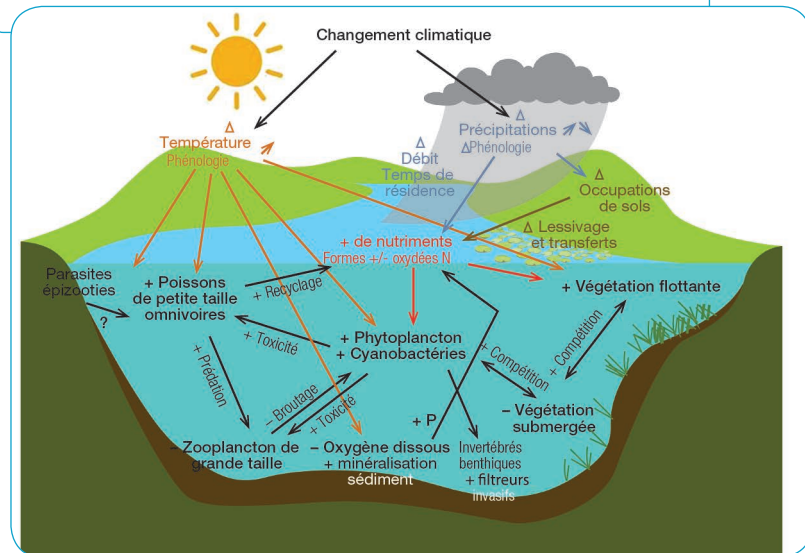
D'autres évolutions possibles sont également mentionnées dans la littérature et sont représentées dans la figure 2.6 : il s'agit de la modification des relations parasites hôtes (meilleure croissance avec élévation de température et virulence accrue) ou des épizooties, qui peuvent concerner les poissons mais aussi le zooplancton, du rôle peu prévisible des filtreurs benthiques autochtones ou introduits (p. 68) et de la modification des formes d'azote disponible NH_4^+ ou NO_3^- , la proportion des formes réduites pouvant augmenter en situation d'hypoxie. Sur ce dernier point, des travaux récents sur le phytoplancton marin notamment montrent que la proportion relative de ces deux formes de N et des autres relations stœchiométriques influencent la diversité du phytoplancton, bousculant quelque peu le paradigme d'une relation simple entre les algues, la chlorophylle *a*, l'azote total ou le phosphore total.

Enfin, le risque le plus communément signalé concerne le développement accru de proliférations de cyanobactéries (voir p. 69), dont les manifestations déjà relevées permettent d'en décrire les mécanismes principaux (température élevée $> 25^\circ\text{C}$, modification des rapports stœchiométriques, dominance sur les autres formes algales, moindre broutage par faible comestibilité et toxicité).

Les figures 2.6 et 2.7 synthétisent des travaux centrés principalement sur les lacs. En milieu marin, les mêmes mécanismes sont impliqués, si ce n'est qu'il faut aussi tenir compte de facteurs physiques tels que le brassage éolien et la houle (mais aussi du niveau des mers, qui pourrait également influencer les lagunes côtières et leur taux de submersion), du rôle de l'acidification des océans, du rôle pénalisant de « l'ombre » des algues produites en excès sur la végétation benthique fixée et les coraux, et enfin de la contribution à l'effet de serre des produits (CO_2 , CH_4 et N_2O) des réactions physico-chimiques benthiques en cas d'hypoxie prolongée (c'est aussi un effet possible en lac).

En résumé, les changements globaux pourront accroître dans le futur les risques d'eutrophisation et exacerber certains des symptômes les plus dommageables, notamment le développement de cyanobactéries. Le message délivré par la littérature scientifique

Figure 2.6. Relations fonctionnelles modifiées par les projections de changements globaux.



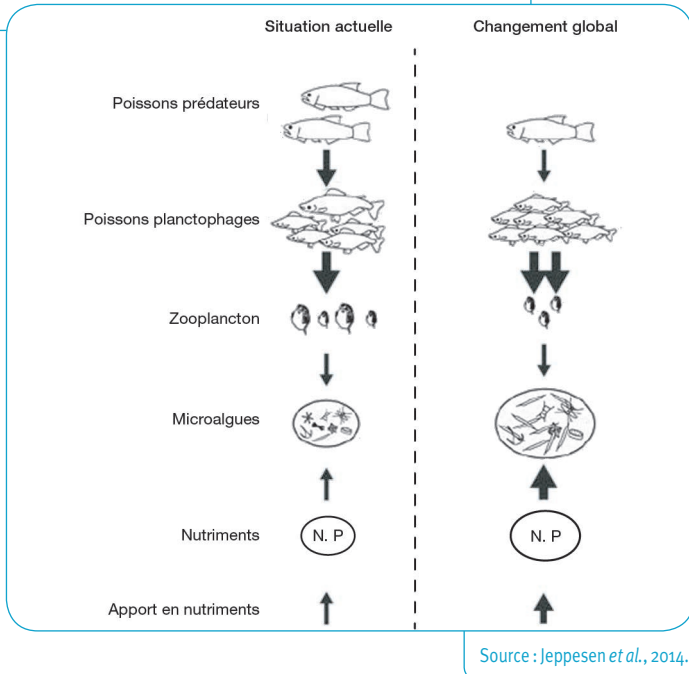
D'après Moss *et al.*, 2011.

est clair : les changements des formes et de proportions de nutriments modifieront la biodiversité ; le problème des proliférations algales préjudiciables s'accroîtra, avec plus d'efflorescences, plus de toxines, plus souvent et en plus d'endroits. Notre compréhension fine du phénomène est encore incomplète, mais nous devons passer du paradigme d'une règle simple entre concentration en nutriments, chlorophylle *a* et biomasse algale, à un nouveau paradigme qui prendra en compte une plus grande complexité à la fois des formes relatives des nutriments, de leurs proportions et des différents niveaux d'organisation du vivant depuis la physiologie jusqu'à l'écologie.

Dans quelle mesure pourrait-on les prévoir ? Les modélisations mécanistes de toute la chaîne des processus semblent pour l'instant hors de portée ou pour le moins entachées de très grandes incertitudes, depuis les différents scénarios de changements globaux, la descente d'échelle et leur décomposition régionale en modifications de température et de pluviométrie, la transformation de la pluviométrie en écoulements modulés par la contribution des aquifères, les modifications de transfert de nutriments terrestres, avec des occupations des sols qui pourraient également changer, les modifications de temps de résidence, de temps de gel ou de stratification et enfin les modifications de distribution des espèces et les réajustements trophiques des communautés.

Il est néanmoins possible, comme cela est proposé dans la littérature, de construire des scénarios simplifiés, en considérant par exemple des écarts croissants de température

Figure 2.7. Évolution potentielle des structures trophiques sous hypothèse de changement global.



et de débits annuels ou saisonniers (par exemple $\pm 5\%$, $\pm 20\%$, $\pm 50\%$) et de concentrations en nutriments, et de modéliser leurs conséquences par rapport à un risque ciblé de développement accru de cyanobactéries, de changement de communautés de poissons, etc. (exemples d'envergure rencontrés : estimation et cartographie du risque de développement des cyanobactéries pour l'ensemble des lacs des États-Unis suivis dans le cadre du NLA [National Lake Inventory] ; projection des variations de température de 2 500 lacs du Wisconsin [États-Unis] et modélisation des tendances relatives à leur productivité et au remplacement progressif du sandre américain [walleye, *Sander vitreus*], espèce d'eau tempérée, par le black-bass à grande bouche [largemouth bass, *Micropterus salmoides*], espèce d'eau chaude, toutes deux d'une grande importance halieutique).

Il y a une grande unanimité dans la littérature pour insister sur la nécessité de réduire avant tout la charge en nutriments N et P, comme première mesure, avec une exigence accrue, sachant que les risques sont augmentés. On retiendra également la fragilisation de certaines actions de remédiation (voir p. 50), dont les effets bénéfiques seraient amoindris, car perturbés par les changements globaux. Comme autres recommandations, on retrouve bien sûr la généralisation des espaces favorisant la fonction tampon, la défragmentation des portions d'écosystèmes et la diminution des temps de résidence. Dans cet

esprit, la multiplication de retenues dans les linéaires constitue un risque de réchauffement de l'eau fonction de ce temps de résidence et de la surface au miroir, assorti d'un risque de développement des proliférations algales, en particulier à cyanophycées, qu'il faudrait apprécier. Enfin, compte tenu des incertitudes signalées et des valeurs futures des paramètres température et débit, non expérimentées par les écosystèmes par le passé, qui rendent très aléatoire toute prédiction, il est indispensable de consolider ou de mettre en place des suivis adaptés.

■ Rôle des espèces invasives dans les trajectoires observées

Nous restreignons la question aux espèces invasives pouvant jouer un rôle dans le processus d'eutrophisation, en modifiant les cycles biogéochimiques du système, ou en agissant sur l'un de ses compartiments biotiques.

Pour les eaux continentales, les mollusques filtreurs invasifs entrent dans cette catégorie. Ils ont une grande capacité de dispersion, se propagent rapidement, se reproduisent en grande quantité. Ils peuvent recouvrir de grandes surfaces de substrat et atteindre des biomasses importantes. Plusieurs cas sont signalés dans des lacs (lac de Constance, lac Majeur, Grands Lacs laurentiens, en particulier Huron et Michigan), mais aussi des grands cours d'eau lents (Huron, Potomac). Les espèces incriminées sont les dreissènes comme la moule quagga (*Dreissena rostriformis bugensis*) aux États-Unis ou la corbicule dont *Corbicula fluminea* en Europe, qui a gagné plusieurs cours d'eau français de l'Ouest dont le fleuve Loire depuis la fin des années 1980.

Les espèces invasives de type mollusque filtreur ont la capacité d'agir très fortement sur le phytoplancton dans les milieux où elles se développent : on peut trouver des résultats assez impressionnants de volumes filtrés, à savoir 10 à 100 % du débit journalier d'une rivière comme l'Hudson (600 m³/s à New York) par la moule zébrée, ou cinq fois le débit annuel du tributaire principal du lac de Constance pour la corbicule, soit la filtration totale du volume d'eau au-dessus de la thermocline en 64 jours, ce qui correspond à 2 000 fois la capacité de filtration des daphnies présentes. Quelques explications et bilans fonctionnels sont avancés par la littérature, lorsque des séries suffisantes couvrent les périodes d'invasion. Dans les lacs Michigan et Huron, l'extension d'une population de moule quagga a été constatée à partir de 2004 et a eu des effets significatifs, qui se sont traduits par la réduction de 35 % du phytoplancton dès 2007 ; dans le même temps, le P total régressait également.

Ce potentiel de filtration du phytoplancton s'exprime en général au maximum dans la phase ascendante de la colonisation, qui est ensuite suivie par une diminution de l'effet, soit parce que des conditions hydrologiques limitent les populations (effet des crues sur les adultes dans les cours d'eau), soit parce que la pression des prédateurs augmente et que le réseau trophique se réajuste. Ainsi, dans les lacs Michigan et Érié, la biomasse totale de salmonidés s'est maintenue à un niveau élevé tout au long des années 2000 ; ce qui laisse penser que des mécanismes de compensation opèrent au sein de réseaux trophiques complexes. Une des hypothèses est qu'il se produit un développement plus important de la biomasse algale benthique fixée dans les ceintures peu profondes, grâce à une plus grande pénétration de la lumière. Dans des zones de même type sur le lac Érié, un développement et une

diversification des macro-invertébrés benthiques sur les substrats durs ont été constatés en raison de la nouvelle offre alimentaire fournie par la croissance d'une biomasse benthique exploitée par des espèces capables de s'en nourrir et les excréta des moules. L'amphipode autochtone *Diporeia sp* a subi la tendance inverse à celle de la moule quagga, avec un effondrement net, témoignant ainsi des transformations en action au sein du réseau trophique.

Le rôle précis de la présence de ces espèces invasives sur le contrôle du phytoplancton, l'augmentation concomitante de la transparence de l'eau et l'appauvrissement trophique du système qui pourraient conduire à une diminution de biomasse des poissons, est cependant encore mal cerné et non suffisamment documenté en France. D'autant que ces constats doivent être mis en perspective avec la baisse tendancielle du phosphore, parfois la baisse des débits moyens estivaux pour un fleuve comme la Loire, ou encore la hausse des températures de l'eau. C'est un champ de recherche à part entière qui nécessite des séries chronologiques pertinentes communes entre variables de forçage (climat, hydrologie, hydrodynamique, température, chimie) et variables de réponse écologique.

En milieu marin, les espèces algales liées à l'eutrophisation marine sont en général autochtones, sauf parfois certains phytoplanctons toxiques (*Alexandrium*) amenés dans les eaux de ballast ou les bivalves importés. Les espèces invasives marines animales ne sont pas directement liées à l'eutrophisation (ni cause ni conséquence). Les espèces suspensivores (huîtres, crépidules, etc.) peuvent moduler la biomasse phytoplanctonique mais, dans un écosystème fluide ouvert sur l'océan, leur capacité régulatrice est toujours dépassée par les capacités dispersives ou confinantes de l'hydrodynamique locale.

■ Focus sur les cyanobactéries

Dans un contexte de changements globaux, plusieurs questions nouvelles interpellent de plus en plus la communauté scientifique, mais aussi les gestionnaires en charge de gérer les problèmes générés par les cyanobactéries. La première de ces questions concerne les effets des changements climatiques sur les proliférations de cyanobactéries et de microalgues toxiques. Cette question, abordée dès 2008, a motivé de nombreux travaux qui ont permis de pondérer et d'enrichir les propos des premiers écrits qui prédisaient une augmentation générale des proliférations de cyanobactéries sous l'effet du réchauffement climatique. En particulier, il est apparu que les interactions entre réchauffement climatique et eutrophisation ne conduisaient pas forcément à une augmentation des efflorescences de cyanobactéries, le résultat dépendant de l'état trophique des écosystèmes et des espèces de cyanobactéries considérées. Par ailleurs, au-delà de l'effet direct de l'augmentation de la température sur le taux de croissance des cyanobactéries, plusieurs études ont montré que les changements climatiques semblaient promouvoir pour une part importante les proliférations de micro-organismes photosynthétiques à travers les effets d'événements climatiques extrêmes (fortes pluies, ouragans, etc.) sur les apports en nutriments dans les écosystèmes aquatiques.

À l'instar de cette interrogation sur les cyanobactéries, ou en se référant à l'exemple de la Loire sur les macro-invertébrés, il semble encore difficile de prévoir aisément le comportement biologique futur des systèmes : d'abord, parce que les projections générales de climat sont

entachées de nombreuses incertitudes, l'une d'elles étant que le signal est estimé à un grain spatial trop grossier par rapport à l'échelle de réalisation des processus écologiques ; ensuite, parce que les modifications concernent non seulement les facteurs de forçage climatiques, mais aussi l'adaptation des paysages et des activités humaines au sein de ces paysages, et enfin, parce que ces forçages vont modifier les intensités des relations fonctionnelles complexes.

Néanmoins, différentes évolutions projetées incitent à penser que la probabilité de développement des cyanobactéries ou des dinoflagellés sera accrue au détriment des diatomées et des chlorophytes :

- tout d'abord, les températures plus chaudes vont favoriser les cyanobactéries au détriment des diatomées et des chlorophytes, à partir de 25 °C et au-delà ;

- il faut considérer non seulement les valeurs de température, mais aussi leur durée et leur saisonnalité, avec de nouveaux régimes thermiques susceptibles d'augmenter considérablement les plages d'opportunité pour certaines espèces (par exemple *Alexandrium*) ;

- les évolutions des transferts de nutriments vont à la fois modifier les rapports N:P, mais les nouvelles conditions physico-chimiques dans les milieux aquatiques vont occasionner de nouvelles proportions dans les formes de N, notamment un rapport $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ qui augmentera en situation de dette en O_2 (p. 63). L'augmentation de N:P et de $\text{NH}_4^+ : \text{NO}_3^-$ conduiront à des conditions plus favorables aux cyanobactéries et aux dinoflagellés ;

- dans des réservoirs du Middle West américain, il a été montré que ces nouvelles conditions augmentaient également la production de métabolites secondaires, dont certaines toxines de type microcystine.

L'ensemble des signaux potentiellement négatifs, liés aux changements globaux quant à l'augmentation possible de la prévalence des développements de cyanobactéries, incite à en faire un point de vigilance et à s'interroger sur les dispositifs de suivi et d'alerte à construire ou à renforcer.

Les évolutions sociopolitiques et les perceptions par la société

Une périodisation de l'action publique

Les sciences sociales s'appuient surtout sur trois régions pour analyser les évolutions sociopolitiques : la région des Grands Lacs nord-américains, à la frontière du Canada et des États-Unis, la baie de Chesapeake, dans le Maryland et la Virginie, à l'est des États-Unis, et la mer Baltique et certains des pays riverains, en particulier la Suède et la Finlande. Plus qu'en Amérique du Nord, les définitions européennes de l'eutrophisation insistent sur les sources et les secteurs d'activité à l'origine de l'augmentation des nutriments. Ainsi, en Scandinavie, les programmes de recherche ont intégré plus systématiquement qu'ailleurs les sciences humaines et sociales. Dans les autres pays européens, et singulièrement en France, les travaux datent surtout de l'adoption de la DCE, point de basculement, à la fois par l'usage du concept et par l'approche très intégratrice adoptée. Malgré les différences de contexte très marquées, les politiques de lutte contre l'eutrophisation ont en commun de suivre une évolution qui semble assez générique et que l'on peut découper en trois grandes périodes.

La première période, commencée à la fin du XIX^e siècle, est caractérisée par la prise en charge des pollutions liées aux milieux urbains, avec le développement d'infrastructures d'assainissement collectif et l'interdiction de rejets directs vers les milieux aquatiques. La préoccupation est avant tout sanitaire, avec des objectifs de réduction des pollutions bactériennes et en nutriments, dans des contextes de forte densité de population. Dans tous les cas étudiés, les résultats obtenus par les politiques de gestion sont significatifs, ce qui ne veut pas dire que l'environnement n'ait pas été marqué durablement. Dans les pays les plus anciennement industrialisés, cette gestion est devenue politiquement et socialement peu visible, bien qu'elle se soit traduite par des investissements publics significatifs. Cette phase est encore en cours dans bon nombre de pays en développement.

La deuxième période se déploie, dans les cas étudiés, entre les années 1970 et 1990 : les diagnostics s'affinent pour une gestion différenciée des causes. Des cadres législatifs et réglementaires se mettent en place mais les actions restent majoritairement locales, visant la gestion du petit cycle de l'eau⁶. Les pollutions ponctuelles concentrent ainsi l'essentiel des politiques. Celles-ci peuvent être le fait d'actions directes, de la part des autorités publiques (amélioration de l'assainissement collectif), ou d'une réglementation *ad hoc* ou encore d'une négociation avec des opérateurs industriels facilement identifiables. Là aussi, des résultats significatifs sont obtenus, quoique souvent de haute lutte et au prix de programmes très coûteux pour les finances publiques. Cette modalité d'action est encore dominante dans nombre de pays, notamment en Asie du Sud-Est et en Chine.

La troisième période date des années 1990, en Europe comme aux États-Unis, et porte sur les pollutions diffuses, touchant cette fois au grand cycle de l'eau. Plusieurs facteurs expliquent ce basculement : la diminution relative des sources ponctuelles, l'amélioration des connaissances mettant davantage en évidence les apports venant des versants ou le rôle des dépôts atmosphériques dans l'eutrophisation, la difficulté à obtenir des résultats relatifs aux pollutions diffuses agricoles. C'est une période de durcissement des réglementations, tant en ce qui concerne les émissions que la qualité des milieux récepteurs. Prédominant dans ce contexte les approches fondées sur l'engagement volontaire des parties prenantes dans des programmes locaux de lutte contre les pollutions, y compris les apports sédimentaires dans les milieux aquatiques.

Cette périodisation à gros traits mérite d'être affinée selon des facteurs locaux. Les facteurs environnementaux semblent avoir un effet assez limité sur le type de politiques mises en œuvre. L'identification des différents facteurs de contrôle a pu structurer l'action publique (phosphore dans les Grands Lacs, nitrates dans l'Union européenne). Cependant, les instruments déployés ont souvent eu des effets simultanés sur les deux sources. Par ailleurs, les politiques publiques se sont orientées récemment, dans certains pays, vers un plus grand niveau d'intégration, considérant de plus en plus l'azote et le phosphore de façon couplée.

6. Le petit cycle de l'eau est celui du traitement et de la production d'eau potable, cycle artificialisé, cycle des producteurs, traiteurs et distributeurs d'eau, limité géographiquement aux zones urbanisées. Le grand cycle de l'eau, cycle de la nature, va des précipitations à l'écoulement dans les nappes, aux cours d'eau, incluant le bassin-versant.

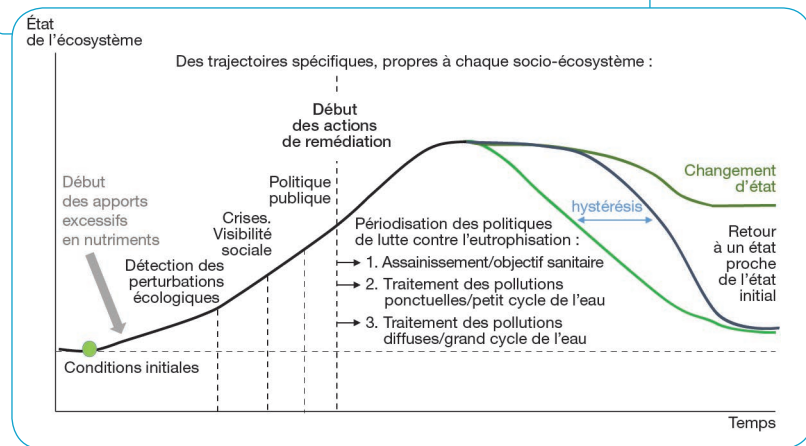
I Des facteurs déclenchants

L'analyse des facteurs déclenchants de ces politiques publiques montre que c'est bien souvent la conjonction de plusieurs dynamiques qui conduit à la mise à l'agenda des problèmes d'eutrophisation, suivant en cela l'analyse classique de la construction sociale des problèmes publics environnementaux : connaissance, alignement temporel, part de hasard, événements dramatiques et mobilisation, sur le terrain, de lanceurs d'alerte et d'entrepreneurs de cause (figure 2.8).

La majorité des auteurs considère que la recherche a joué un rôle essentiel dans cette mise à l'agenda. Plus largement, l'organisation de relations entre sciences et politique a constitué le cœur des dispositifs de gouvernance de l'eutrophisation. Les institutions de recherche et les chercheurs ont participé à la construction de cadrages pour la prise en charge de ces questions, qu'il s'agisse de recherche finalisée, de la conception de modèles, de lancement d'alertes ou de production de discours critiques.

Certains auteurs insistent davantage sur le rôle des mouvements sociaux faisant pression sur les autorités pour obtenir d'elles un changement d'attitude vis-à-vis des acteurs économiques puissants qui peuvent avoir intérêt au *statu quo*. Là encore, le cas de la réglementation des teneurs en phosphates dans les lessives constitue un exemple éclairant. En France, le rôle des mobilisations environnementalistes locales dans l'intensification de l'effort gouvernemental pour lutter contre l'eutrophisation côtière a été également souligné par les travaux consacrés à la prise en charge des marées vertes en Bretagne.

Figure 2.8. Périodisation de la lutte contre l'eutrophisation et réponses théoriques d'un écosystème.



De nombreuses trajectoires sont possibles (linéaires ou abruptes, avec ou sans hystérésis, avec ou sans changement d'état), en fonction de l'histoire de l'écosystème aquatique, de ses caractéristiques physiques et biologiques ainsi que de celles de son bassin versant.

L'influence du système de gouvernement et du régime de régulation des pollutions est souvent évoquée. Une étude comparative entre l'histoire environnementale et les caractéristiques sociospatiales de la baie de Chesapeake et de l'Écosse souligne ainsi des différences profondes dans la gestion des pollutions entre l'Ancien et le Nouveau Monde, du fait de temporalités et de formes d'artificialisation des écosystèmes aquatiques bien distinctes. La gestion de l'héritage des pollutions passées, très importante dans le cas de l'eutrophisation, ne peut de ce fait être appréhendée de la même manière par les gestionnaires. Sur la période la plus récente, plusieurs auteurs mettent cependant en évidence l'importance de la circulation des cadres et des initiatives de politiques publiques d'un espace à l'autre. Par ailleurs, des deux côtés de l'Atlantique, l'existence d'une coordination fédérale ou communautaire s'est avérée déterminante pour la structuration des politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation.

I De l'évolution des perceptions par les populations aux politiques publiques

Dans les pays industrialisés, la perception de la qualité de l'eau est marquée par une disjonction profonde entre l'eau consommée et « l'eau-milieu ». Cette disjonction ne doit pas être perçue comme immuable. Elle témoigne cependant d'un processus historique d'éloignement des milieux aquatiques, sinon d'exclusion, de l'expérience quotidienne de la majorité de la population. La visibilité sociale immédiate des pollutions par les nutriments est généralement faible. Elle peut cependant s'accroître dans certaines circonstances liées aux phénomènes d'eutrophisation : *blooms* algaux visibles, par exemple des *blooms* de macroalgues de type « marée verte », formes d'hypoxie sévère, qui se manifestent par des changements d'aspect, d'odeur de l'eau, de type de végétation dominant ou par la mort d'organismes aquatiques, ou encore interdiction de baignades, coupure d'alimentation en eau potable, interdiction de consommation de produits aquatiques, etc. Peu de travaux rendent compte, sur le plan de l'analyse des perceptions, des impressions des observateurs non experts confrontés à ce type d'événements. Cependant, certains montrent que les observateurs en conservent la mémoire en tant qu'événements de référence, à partir desquels la qualité des cours d'eau ou des masses d'eau est évaluée.

Mobilisations environnementales, dispositifs d'action publique et production médiatique contribuent à faire exister et à cadrer les façons dont l'eutrophisation est vue, comprise, identifiée comme problématique, débattue par chacun des acteurs de la société. Autrement dit, ils contribuent à l'acquisition d'une visibilité sociale « secondaire » de l'eutrophisation, en renforçant sa présence dans des discours de vigilance ou de dénonciation à caractère public.

L'intérêt des médias pour les phénomènes d'eutrophisation s'est ainsi renforcé dans certaines régions, leur intégration dans l'actualité passant par des « événements », comme un *bloom* algal visible et spectaculaire. Mais l'événement est le plus souvent, dans le cas de l'eutrophisation, construit par des mobilisations d'acteurs qui proposent aux journalistes des grilles de lecture que ces derniers vont pouvoir réutiliser. Dès lors que les phénomènes d'eutrophisation deviennent objets de mobilisations sociales et politiques, l'agenda médiatique est aussi gouverné par le renforcement des dispositifs de surveillance

et de mesure, et de politiques publiques qui se déploient dans le temps. Considérée à l'origine comme une catégorie experte, en voie d'appropriation par un public élargi du fait de la montée en puissance des inquiétudes environnementales, l'eutrophisation est également devenue une catégorie importante de l'action publique. Elle est identifiée à la fois comme un problème à résoudre et comme un signe de la santé des milieux aquatiques, donnant lieu à un suivi par des indicateurs de plus en plus fins.

I Tensions et conflits autour de l'eutrophisation

À l'image d'autres problèmes environnementaux, les phénomènes d'eutrophisation, en particulier les crises dystrophiques, révèlent et cristallisent les tensions sociales. Les conflits qui émaillent la prise en charge des problèmes de qualité de l'eau et de santé des milieux aquatiques sont tout autant liés aux conséquences dommageables des dégradations environnementales qu'à leur prise en charge institutionnelle. Ces conflits apparaissent comme des moments-clés dans le processus de coordination des acteurs. Aussi, l'intensité des conflits dépend moins de la gravité des effets de l'eutrophisation, que de la visibilité sociale de celle-ci et du niveau de structuration des acteurs, qu'il s'agisse des institutions, des groupes professionnels, dont la responsabilité est engagée ou l'activité menacée, ou de la société civile. L'impact de ces conflits sur l'efficacité de la prise en charge de l'eutrophisation, discuté dans la littérature, est sans doute variable. Parmi l'abondante littérature dédiée à l'analyse des conflits hydriques, les conflits liés à l'eutrophisation restent cependant encore très peu étudiés. Le cas des marées vertes en France fait, dans ce contexte, figure d'exception : les travaux qui y ont été consacrés montrent que le processus de coordination entre le monde agricole, les élus locaux et les associations de défense de l'environnement est heurté, fragile, marqué par des ruptures. Les conflits entre ces différents groupes et les conflits internes à ceux-ci ont pesé, depuis les années 1970, sur la prise en charge du problème. Ces conflits sont complexes : ils mettent en présence des intérêts économiques, mais aussi des représentations de l'environnement, des conceptions de l'action publique, de la responsabilité sociale et de la connaissance scientifique très différenciés.

La lecture traditionnelle des conflits d'environnement, en termes de conflits d'usage associés à l'enjeu d'appropriation d'une ressource rare, ne suffit pas à rendre compte de leur complexité et de leur dynamique contemporaine. En effet, des problèmes environnementaux comme l'eutrophisation ont une certaine épaisseur historique, font l'objet de politiques publiques structurées, sont attachés à des milieux investis d'une valeur sociale et culturelle, dans des sociétés où les connaissances scientifiques sont accessibles à un public large. Par ailleurs, la dépendance à une même ressource en eau est au moins autant facteur de renforcement des solidarités et de négociation que d'antagonismes durables. Dans ce contexte, les acteurs de conflits politiques et sociaux peuvent utiliser les problèmes environnementaux comme argumentaire et moyen de pression. Les problèmes environnementaux peuvent aussi constituer une infrastructure invisible sur laquelle se reproduisent ou s'accroissent des inégalités sociales, économiques ou politiques, sans se traduire par des conflits explicites. C'est le cas, par exemple, lorsque la dégradation de la qualité des eaux

touche principalement des populations disposant de faibles ressources, ce qui rend leur accès à d'autres formes d'approvisionnement en eau plus coûteuses ou limite la possibilité de bénéficier gratuitement des aménités environnementales pour leurs loisirs.

Pour analyser ces tensions, les approches qui privilégient une lecture stratégique et celles qui s'attachent à analyser les représentations conflictuelles de l'environnement et des risques attachés à sa dégradation s'avèrent complémentaires. Mais elles sont souvent abordées dans la littérature de façon exclusive les unes des autres. Qui plus est, l'aggravation des phénomènes d'eutrophisation étant indissociable des dynamiques de développement, des recherches beaucoup plus poussées seraient à conduire pour resituer ces conflits dans des trajectoires plus amples d'évolution structurelle des socio-écosystèmes, par exemple en prenant appui sur la notion de cycle hydrosocial, développée par le géographe E. Swyngedouw. Cette notion vise à rendre compte de la façon dont l'eau est socialement et politiquement construite, à la fois sur le plan matériel et sur le plan des représentations. Elle sert de point d'appui à plusieurs auteurs du corpus retenu pour rendre compte des transformations affectant les écosystèmes aquatiques dans le contexte de milieux fortement anthropisés. Certains travaux montrent ainsi que la crainte de la sécheresse conduit, dans certaines régions du sud de l'Europe, à une gestion des infrastructures hydriques qui, d'une part, renforce la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques à l'eutrophisation, d'autre part, exclut dans la pratique les interventions préventives. La pression sur la ressource, liée par exemple au développement de l'agriculture irriguée ou des infrastructures touristiques, conduit à une gestion essentiellement quantitative de l'eau, et à une limitation de fait de la prise en compte des enjeux de l'eutrophisation. Ainsi, les études menées en Sicile ont permis de montrer que l'échec des politiques de lutte contre l'eutrophisation y était étroitement corrélé à un cadrage politique faisant de l'eau un problème avant tout quantitatif, l'eau devant être stockée et les réserves artificialisées dans un objectif de continuité de l'approvisionnement.

La complexité de l'articulation entre gestion quantitative et gestion qualitative de l'eau est soulignée dans de nombreuses études de cas, par exemple en France sur le bassin-versant de la Charente, dans le contexte d'augmentation des prélèvements d'eau liés à l'agriculture : si la qualité de l'eau apparaît comme la problématique dominante pour de nombreux acteurs de l'aval du bassin-versant (conchyliculteurs, opérateurs touristiques par exemple), la négociation entre porteurs d'enjeux est plus susceptible d'aboutir lorsqu'elle s'appuie sur des décisions d'équipement ou sur une allocation effective de la ressource (par exemple en termes de volumes prélevés par catégorie d'utilisateurs).

L'eutrophisation des milieux aquatiques reste cependant un sujet peu étudié sous cet angle, malgré la liaison très étroite existant entre dynamiques de développement, modes de gestion de l'eau et renforcement des crises dystrophiques. Cette relation étroite peut être appréhendée à différentes échelles, qu'il s'agisse de la gestion locale de l'eau ou des grandes évolutions socio-économiques observables à l'échelle mondiale : améliorer la connaissance de ces processus permettrait de rendre plus intelligibles et de resituer dans le temps long des dynamiques conflictuelles souvent complexes.

En Europe de l'Ouest, les politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation et la conflictualité sociale qui entoure le phénomène se concentrent aujourd'hui sur les activités agricoles. Les formes que prennent les conflits liés aux pollutions d'origine agricole sont variées, mais elles sont marquées par la même tension entre les modes de coordination disponibles et les leviers de négociation très faibles au niveau local. Cette faiblesse peut être analysée sur plusieurs plans. Sur un plan général, la cohérence entre les politiques publiques agricoles et les politiques publiques de l'eau est un facteur déterminant d'évolution effective des systèmes de production. Or, si les politiques de l'eau sont historiquement structurées et déclinées à l'échelon local, du fait notamment de l'importance de l'échelle du bassin-versant, les politiques agricoles sont conçues et négociées à d'autres échelles. Sur le plan institutionnel, les moyens et les instruments d'action locaux sur l'agriculture sont limités et s'inscrivent par ailleurs dans des dispositifs d'action publique d'une grande complexité, de portée générique, dont les acteurs locaux ne se saisissent pas toujours. Dans ce contexte, les efforts de gouvernance spécifiques mis en place dans les territoires à enjeu « eutrophisation » peuvent produire, à court terme, des tensions et des frustrations : ils confrontent les gestionnaires, les représentants de la société civile et les acteurs agricoles aux limites structurelles de leur propre action. Lorsque de telles démarches s'inscrivent dans la durée, cependant, elles peuvent produire des effets d'apprentissage collectif et une reterritorialisation des questions agricoles. Ces effets s'observent, par exemple, dans le cas de la gestion de l'eutrophisation côtière en Bretagne : la prise en charge de la problématique des marées vertes s'appuie depuis 2010 sur une reconnaissance institutionnelle à différentes échelles, qui laisse une place importante à la construction, par les acteurs des baies touchées, de projets de territoire à basses fuites de nutriments très intégratifs et différenciés entre les baies. La seconde génération de projets locaux fait apparaître une plus grande prise en compte des conditions économiques de la transition vers des systèmes plus économes en intrants et mieux intégrés dans l'économie du territoire, c'est-à-dire plus durables et plus résilients. Ces dynamiques de changement restent cependant fragiles, tant elles dépendent de l'allocation des fonds publics et de la volatilité des prix agricoles, qui suivent des temporalités différentes et sont marqués par de fortes incertitudes. Elles dépendent également de la qualité des interactions entre porteurs d'enjeux, la dénonciation des impacts de l'eutrophisation étant aujourd'hui indissociable d'une mise en cause plus globale de l'activité agricole et de la mobilisation de ses acteurs pour en prendre en charge les conséquences sociales et environnementales.

L'entrée par les pollutions diffuses d'origine agricole, dominante aujourd'hui dans l'Union européenne, met en effet en présence dans un même espace des acteurs fréquentant des espaces sociaux différenciés, voire totalement disjoints. C'est *a fortiori* le cas pour l'eutrophisation, qui, par son caractère multifactoriel et non linéaire, oblige à penser et à mettre en débat, non plus seulement une activité et ses conséquences, mais plus globalement la question de la responsabilité des activités humaines et du fonctionnement de la nature. Une prise en charge collective effective ne peut donc évacuer la question de la diversité des façons d'appréhender les savoirs qui fondent l'action de restauration.

3. Dispositifs pour encadrer l'eutrophisation : cadres réglementaires et outils de suivi

La prise de conscience par les États des phénomènes d'eutrophisation remonte aux années 1970. La durée entre le constat et l'encadrement juridique qui s'est mis en place est relativement courte. En effet, très rapidement, des règles de droit international, de droit communautaire et de droit national ont vu le jour. La mise en place de certaines de ces politiques de protection et de gestion de l'eau repose en grande partie sur l'information tirée de réseaux de surveillance, tant pour connaître l'évolution des états des milieux, soumis à des influences diverses (en particulier le climat), que pour mesurer les effets des actions de gestion. La phrase « apprendre en marchant et corriger le tir en tant que de besoin » qualifie bien ces démarches. En parallèle, la recherche scientifique s'appuie sur des observatoires où l'investigation est plus poussée, où des instrumentations de pointe sont testées et où le temps long est privilégié. Les Systèmes d'observation et d'expérimentation sur le long terme pour la recherche en environnement (SOERE) en France, les LTER (Long Term Ecological Research), les CZO (Critical Zone Observatories) aux États-Unis ou le programme mondial « Continuous Plankton Recorder » répondent à ces ambitions.

Ce chapitre décrit l'évolution des cadres réglementaires en lien avec la protection de l'eau, puis les réseaux d'observation liés à cette sphère opérationnelle, que nous « interrogeons » sur leur capacité à répondre à la question de l'eutrophisation. L'examen des groupes biologiques qui sont ou seraient utiles en tant qu'indicateurs du processus d'eutrophisation est suivi de quelques exemples de réseaux long terme. Enfin, les nouvelles technologies qui émergent dans les domaines des capteurs et de l'imagerie et qui pourront tôt ou tard bénéficier à la surveillance ainsi qu'aux ambitions citoyennes d'observation naissantes qui, soit accompagnées scientifiquement, soit spontanées, s'inviteront dans les futurs débats entre la science et la société sont présentées.

Évolution du cadre réglementaire et surveillance associée

Évolution des cadres réglementaires

Le cadre juridique de l'eutrophisation se compose de règles internationales, européennes et nationales. Les traités internationaux concernent plus particulièrement l'eutrophisation

des mers et des océans, et celle liée aux émissions atmosphériques. Certains de ces traités posent des critères précis d'eutrophisation et prévoient la mise en place de programmes d'action. Les règles de droit communautaire concernent elles aussi l'eutrophisation marine et sa part liée aux émissions atmosphériques, mais également celle des eaux douces sur le territoire de l'Union européenne. Quant aux dispositions de droit national, elles se révèlent particulièrement foisonnantes et elles ont fortement évolué sous l'influence du droit communautaire. Ce cadre juridique de l'eutrophisation, né dans les années 1960-1970, évolue avec les connaissances scientifiques et se renforce progressivement (tableau 3.1).

Tableau 3.1. Instruments juridiques internationaux et communautaires de lutte contre les rejets de nutriments dans l'eau et l'atmosphère.

Date de mise en œuvre	Instrument juridique	Objet de l'instrument juridique
2 novembre 1973	Convention internationale pour la prévention de la pollution par les navires (MARPOL)	Traite de la prévention de la pollution du milieu marin, que les causes soient liées à l'exploitation ou à des accidents. Le protocole de 1997 crée une nouvelle annexe VI qui limite les principaux polluants de l'air contenus dans les gaz d'échappement des navires (oxydes de soufre et oxydes d'azote qui contribuent à l'acidification et à l'eutrophisation).
22 mars 1974	Convention d'Helsinki sur la protection du milieu marin de la mer Baltique (HELCOM)	Premier texte international traitant des pollutions marines d'origine tellurique. Depuis 1992, la convention prévoit les « risques d'eutrophisation d'origine tellurique » comme critère permettant d'identifier, d'évaluer et de classer les substances nocives (c'est-à-dire dont l'introduction dans la mer est susceptible de causer une pollution).
4 juin 1974	Convention de Paris pour la prévention de la pollution d'origine tellurique dans l'Atlantique Nord-Est	Fixe une liste des substances à limiter/éliminer et institue une commission chargée d'examiner l'état des mers et de formuler des recommandations. La lutte contre l'eutrophisation des eaux littorales devient une préoccupation importante pour la Commission de Paris dès les années 1980.
16 février 1976	Convention de Barcelone sur la protection du milieu marin et du littoral de la Méditerranée	Institue un système de surveillance continue de la pollution en mer Méditerranée. Protocole d'Athènes du 16 mai 1980 : prévoit d'éliminer progressivement les apports de substances nocives, en particulier les composés de l'azote et du phosphore et autres substances pouvant être cause d'eutrophisation.
13 novembre 1979	Convention de Genève sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance (PATLD)	A pour objet de réduire la pollution atmosphérique. Protocole de Göteborg du 30 novembre 1999 relatif à la réduction de l'acidification, de l'eutrophisation et de l'ozone troposphérique : fixe des plafonds d'émission pour différents polluants atmosphériques (soufre, oxydes d'azote, ammoniac et COV) responsables de l'acidification et de l'eutrophisation.

Tableau 3.1. Suite

21 mai 1991	Directive 91/271/CEE relative au traitement des eaux résiduaires urbaines (DERU)	Concerne la collecte, le traitement et le rejet des eaux urbaines résiduaires, ainsi que le traitement et le rejet des eaux usées provenant de certains secteurs industriels. Cette directive a pour objet de protéger l'environnement contre une détérioration due aux rejets des eaux résiduaires. Elle oblige les États à définir des zones sensibles où le traitement est plus poussé.
12 décembre 1991	Directive 91/676/CEE pour la protection des eaux contre la pollution par les nitrates d'origine agricole (directive Nitrates)	Vise à réduire la pollution des eaux provoquée ou induite par les nitrates à partir de sources agricoles et à prévenir les pollutions de ce type. Oblige les États à délimiter des zones vulnérables et à définir des programmes d'action portant sur les zones vulnérables désignées.
22 septembre 1992	Convention OSPAR pour la protection du milieu marin de l'Atlantique Nord-Est	Instrument unique qui regroupe la Convention de Paris de 1974 et la Convention d'Oslo de 1972 relative à la prévention des pollutions marines par les opérations d'immersion effectuées par les navires et aéronefs. Elle adopte une approche globale de la protection du milieu marin et crée la Commission OSPAR chargée d'élaborer des plans d'action. Elle est à l'origine de la mise en œuvre de la Stratégie de lutte contre l'eutrophisation qui s'appuie sur une procédure commune de détermination de l'état d'eutrophisation de la zone maritime.
23 octobre 2000	Directive-cadre sur l'eau 2000/60/CE (DCE)	Établit un cadre communautaire pour parvenir à un bon état écologique des eaux de surface et des eaux souterraines dans tous les bassins hydrographiques. S'appuie pour l'eutrophisation sur des éléments biologiques et des paramètres physico-chimiques (concentration en oxygène dissous, température, salinité, turbidité, concentration en nutriments, concentration en chlorophylle <i>a</i> , azote total, phosphore total, carbone, zooplancton, etc.).
23 octobre 2001	Directive 2001/81/CE fixant des plafonds d'émission nationaux pour certains polluants atmosphériques (PEN)	Définit des limites pour les émissions nationales totales de quatre polluants (dioxyde de soufre, oxydes d'azote, COV et ammoniac), sources d'acidification et d'eutrophisation.
17 juin 2008	Directive-cadre stratégie pour le milieu marin 2008/56/CE (DCSMM)	Établit un cadre d'action communautaire permettant aux États « de prendre toutes les mesures nécessaires pour réaliser ou maintenir un bon état écologique du milieu marin au plus tard en 2020 ». Instaure le cinquième descripteur sur l'eutrophisation pour définir le bon état écologique.
24 novembre 2010	Directive relative aux émissions industrielles (IED)	Vise à limiter des émissions de substances polluantes par les industries.

Le nombre important de dispositions internationales et communautaires rend leur articulation assez complexe. Si tous ces instruments ont pour objectif la réduction des concentrations en nutriments, chacun impose en effet une méthode (identification de zones, programmes d'action, etc.) et des résultats propres (valeurs limites, bon état écologique, etc.). Selon les instruments, il existe des marges de manœuvre plus ou moins grandes, ce qui a incité les États à défendre une conception souvent assez restrictive de la notion d'eutrophisation et des mesures associées, pour s'exempter de leurs obligations (d'où des condamnations par la Cour de justice).

Il est important de garder à l'esprit la logique qui a prévalu à la définition des normes : c'est ainsi que la directive Nitrates, qui est axée sur l'origine agricole des nitrates, a d'abord défini un seuil de nitrates par rapport à des normes de potabilité et non des normes de sensibilité des écosystèmes, généralement beaucoup plus basses, tout en indiquant la nécessaire prise en compte de la sensibilité des écosystèmes face à l'eutrophisation. À l'appui de cette distinction entre potabilité et risque d'eutrophisation, une synthèse récente montre que les normes nationales de potabilité pour les nitrates se situent entre 5,6 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ (Espagne, Suisse), et 11,3 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$ (Europe), alors que les seuils de sensibilité pour les hydrosystèmes de surface sont plus bas : États-Unis (0,1 à 2,1 $\text{NO}_3\text{-N}$), Allemagne (2,5 $\text{NO}_3\text{-N}$), Canada (3 $\text{NO}_3\text{-N}$) (tableau 3.2). La norme de potabilité pour la France, qui ne figure pas dans ce tableau de Liu *et al.* (2017), est de 50 mg/L NO_3 soit 11,3 mg/L $\text{NO}_3\text{-N}$, qui correspond aussi à une recommandation de l'OMS.

Tableau 3.2. Comparaison des normes de qualité pour l'azote et le phosphore dans le monde.

	Azote (mg N/L)		Phosphore total (mg P/L)
	Normes de potabilité	Normes de qualité de l'eau pour les écosystèmes	
Canada	10 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	3 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,02
Chine	10 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	1 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,05 (lacs), 0,2 (rivières)
Union européenne	11,3 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	5,6 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,07-0,15
Allemagne	11,3 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	3 (TN), 2,5 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,15
Suisse	5,6 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	7 (TN), 5,6 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,07
Pays-Bas	11,3 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,12-18* (TN)	0,01-2,5*
États-Unis	10 ($\text{NO}_3\text{-N}$)	0,1-1,27 (TN, lacs), 0,12-2,17 (TN, rivières)	0,008-0,038 (lacs), 0,01-0,076 (rivières)

N.B. : distinction entre normes de potabilité et normes de qualité de l'eau pour les écosystèmes. TN : azote total. * La gamme de valeur est importante car elle intègre les objectifs spécifiques de plus de 500 masses d'eau. Source : Liu *et al.*, 2017.

À l'heure actuelle, au niveau national, l'arsenal juridique de lutte contre l'eutrophisation se compose principalement de dispositions qui protègent les milieux, en imposant la délimitation de territoires à l'intérieur desquels une gestion environnementale est prescrite, et de dispositions qui encadrent les activités susceptibles d'occasionner des déversements potentiellement source d'eutrophisation dans les milieux.

Les dispositions qui permettent de protéger les milieux contre l'eutrophisation relèvent principalement de deux techniques d'intervention : le zonage et la planification. Le zonage, qui concerne la ressource en eau, permet de protéger des zones, parce qu'il s'agit de zones déjà atteintes par la pollution, ou encore parce qu'il s'agit de zones où les ressources en eau sont stratégiques. Certains zonages concernent expressément la lutte contre l'eutrophisation : les *zones sensibles* à l'eutrophisation (issues de la DERU), les *zones vulnérables* aux pollutions par les nitrates (issues de la directive Nitrates), ou encore les *bassins connaissant d'importantes marées vertes sur les plages* (art. L 211-3,8 du Code de l'environnement). La planification concerne, quant à elle, la gestion de l'eau et la protection de la qualité de l'air. Les Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux (SDAGE) et les Schémas d'aménagement et de gestion des eaux (SAGE), ainsi que les Plans d'action pour le milieu marin (PAMM), doivent permettre d'atteindre le « bon état écologique » des masses d'eau. Les outils de planification de l'air doivent, quant à eux, permettre de lutter contre les pollutions atmosphériques.

Au sein de ces dispositions, la notion d'eutrophisation est présente, très explicitement, dans les directives DERU, Nitrates (qui donnent une définition de l'eutrophisation) et DCSE (dont le descripteur 5 sur l'eutrophisation sert à définir le bon état écologique), mais plus implicitement dans la directive DCE (qui fait seulement référence au phénomène dans sa liste indicative des principaux polluants de l'annexe VIII). Des niveaux limites de concentration en nutriments sont envisagés, soit de façon directe par la fixation de valeurs limites, soit de façon plus indirecte au moyen du *bon état écologique* (tableau 3.3).

Les dispositions qui encadrent les activités susceptibles d'occasionner des déversements dans les milieux potentiellement sources d'eutrophisation relèvent de plusieurs règles de police : certaines concernent les installations, d'autres les produits. Les polices des installations concernent des installations dites « classées pour la protection de l'environnement » et les installations qui ont un impact sur l'eau et les milieux aquatiques. Quant aux polices relatives aux produits, elles ont été développées pour encadrer la mise sur le marché de produits tels que les détergents à base de phosphates, les engrais, etc.

L'eutrophisation et les problèmes qu'elle induit s'inscrivent dans un contexte juridique national, communautaire et international relativement foisonnant, nécessairement évolutif et vraisemblablement de moins en moins sectoriel, et de plus en plus intégré (eau/atmosphère, eaux douces/eaux de mer, etc.). La cohérence d'un encadrement intégrant azote et phosphore peine cependant à se mettre en place. Par ailleurs, à l'échelle territoriale, la multitude des dispositifs reste encore complexe pour les acteurs locaux. Les directives et les conventions à l'échelle européenne agissent parfois sur un même territoire, amenant certains pays comme la France à gérer jusqu'à quatre directives/conventions

Tableau 3.3. Enjeux de réduction des concentrations en nutriments selon les directives.

Directive	Objectif général	Objectif en termes d'eutrophisation : réduction des concentrations en nutriments (valeurs limites lorsqu'elles existent)
DERU	Protéger l'environnement des impacts négatifs des eaux résiduaires urbaines.	– Concentration moyenne maximum en phosphore de 2 mg/L (EH compris entre 10 000 et 100 000) et de 1 mg/L (EH de plus de 100 000). – Concentration moyenne maximum en azote de 15 mg/l (EH compris entre 10 000 et 100 000) et de 10 mg/L (EH de plus de 100 000).
Nitrates	Protéger les milieux aquatiques contre la pollution causée par les nitrates d'origine agricole.	– Seuil de concentration en nitrate : 50 mg/L dans les eaux superficielles et les eaux souterraines. – Statut trophique des masses d'eau (pas d'indicateur chiffré).
DCE	Atteindre le bon état écologique des masses d'eau.	Son annexe V mentionne la concentration en nutriments parmi de nombreux autres paramètres. La DCE ne fixe pas de valeurs limites de concentration en nutriments (mais laisse le soin aux États de définir de tels seuils) ; elle fait référence à d'autres directives comme la directive Eau potable 98/83/CE : 50 mg/L de nitrates, 0,5 mg/L de nitrites. À noter que des directives d'application sectorielles postérieures ont prévu des valeurs limites, par exemple la directive sur les poissons d'eau douce pour phosphates, nitrites et ammoniac.
DCSMM	Atteindre le bon état écologique des eaux marines.	La DCSMM ne fixe pas de valeur limite de concentration en nutriments, mais prévoit des descripteurs qualitatifs servant à définir le bon état écologique (en particulier le descripteur 5 sur l'eutrophisation).

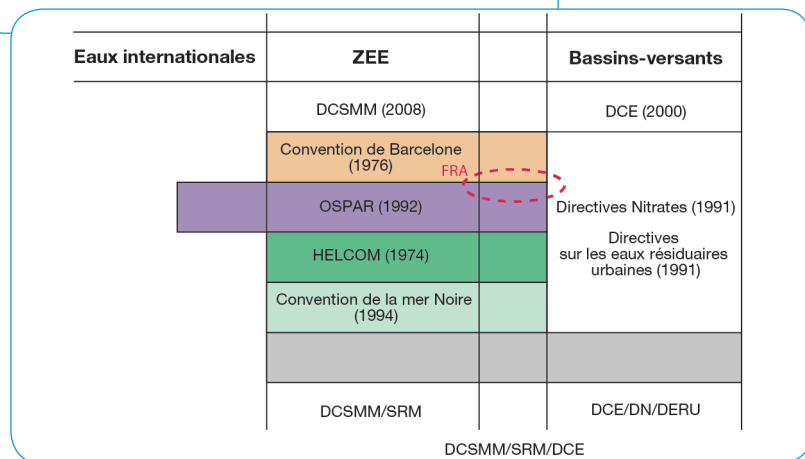
EH : équivalent habitants.

dans leurs eaux côtières (figure 3.1). Le Conseil d'État, dans son rapport de 2010, affirme que le droit de l'eau ressemble encore « à une construction baroque, fruit de la sédimentation de législations disparates traitant séparément les catégories d'eaux [...] ou leurs usages respectifs en cherchant à répondre aux préoccupations du moment ou en poursuivant des finalités distinctes ». S'agissant de l'eutrophisation, des efforts pour améliorer l'articulation entre les différents instruments juridiques concernés sont toutefois à noter (instruction gouvernementale du 17 février 2014 sur l'articulation entre DCE et DCSMM, travaux de l'Ifremer à ce sujet, etc.).

■ La gestion par seuils ou quantités annuelles à ne pas dépasser

Divers auteurs ont analysé des données biologiques de réseaux de surveillance pour dégager des points de basculement (*tipping point*) en fonction des concentrations de

Figure 3.1. Emprises spatiales des différentes conventions régionales et directives européennes.



Certains pays comme la France sont amenés à gérer jusqu'à quatre directives/conventions dans leurs eaux côtières (cercle en pointillé rouge). ZEE : zone économique exclusive ; mn : mille nautique ; SRM : sous-région marine. Source : Devreker et Lefebvre, 2016.

nutriments. Cette littérature est difficile à analyser, et il est assez délicat de le faire sans tenir compte des contextes géographiques et des contrastes dans les jeux de données⁷. En effet, les points de basculement vont d'abord dépendre des situations hydrogéologiques, de la nature des sols des bassins-versants, de l'héritage du passé et des nutriments stockés dans les sols, les nappes et les cours d'eau, de la géomorphologie des cours d'eau, et enfin de la relation des bassins aux estuaires et aux zones côtières et à leurs conditions de circulation ou de confinement hydrique.

On comprend également que, compte tenu de la dépendance spatiale des différents milieux (continuum terre-mer, terre-zones humides, lacs, réservoirs, lagunes ; aquifères-milieu superficiels), il soit nécessaire de maîtriser ces différentes composantes spatiales, les flux qui les irriguent et les concentrations relatives en nutriments, ainsi que les seuils de vulnérabilités écologiques associés, pour définir les niveaux de risque d'eutrophisation.

Cette complexité est gérable, notamment par l'utilisation de différents modèles, souvent en combinaison, ce qui présente un double avantage : à la fois pédagogique, en explicitant les hypothèses et en illustrant spatialement les résultats (cartographies surfaciées ou linéaires,

7. Il est courant de ne pas trouver de point de basculement dans des univers où toutes les situations observables présentent une biologie banalisée depuis longtemps ; mais le fait de ne pas en trouver ne signifie pas pour autant que ces situations ne sont pas dégradées et que les valeurs de nutriments ne constituent pas un risque pour des zones plus aval.

animations), et opérationnel, en propageant et comparant des scénarios. Une traduction simplifiée de cette complexité analytique peut ensuite être transformée en objectifs de quantité de nutriments à ne pas dépasser annuellement (par exemple du bassin du Mississippi dont dépend la zone anoxique du golfe du Mexique, des Grands Lacs américains, de la baie de Chesapeake, de la convention OSPAR) ou en concentrations différenciées (par exemple des modélisations de la Seine ou des bassins d'alimentation des baies bretonnes).

Mais le point de vue biophysique n'est pas le seul à prendre en considération dans l'édiction de normes qui ne sont pas indépendantes des contextes sociopolitiques, des coûts de mise en œuvre de la remédiation et des transformations opérables techniquement et humainement. S'agissant de la norme de 50 mg/L de NO_3^- , elle est clairement relative à la potabilité de l'eau ⁸ et non à la prévention des milieux vis-à-vis du processus d'eutrophisation. Des situations à 1 à 3 mg/L sont caractéristiques de zones à très faible pression humaine ; certaines publications identifient un point de basculement pour des valeurs à peine supérieures mais, là encore, plutôt sur des premiers changements de composition spécifique des communautés. La transparence sur les critères de jugement et la pédagogie qui y est associée sont primordiales pour établir des gammes de valeurs seuils (voir aussi p. 87). Le tissu technique français « interagences de l'eau » avait produit avant l'entrée en vigueur de la DCE une grille de consensus pour différents usages des milieux (Système d'évaluation de la qualité de l'eau ou SEQ) et proposait différentes valeurs guides dans la gamme de 2 à 50 mg/L NO_3^- . Il serait intéressant d'analyser la trajectoire historique de ces valeurs guides et leur déclinaison territoriale.

■ Réseaux de surveillance réglementaires

L'adoption de la DCE en Europe, de la même manière que le Clean Water Act (1972) aux États-Unis, a induit de profonds changements dans les politiques de gestion de l'eau, en élargissant l'évaluation de l'état de cette ressource au suivi des communautés biologiques qui s'y développent, et non plus seulement aux mesures chimiques. La DCE s'applique aux eaux de surface continentales et littorales, ainsi que souterraines. Elle a par ailleurs fortement influencé la mise en œuvre de la DCSMM. En effet, la DCSMM préconise pour l'instant (travaux en cours) d'utiliser les résultats issus de la DCE au niveau côtier (< 1 mille nautique). Par ailleurs, en France, les données issues des réseaux DCE sont remontées au niveau régional pour alimenter les évaluations OSPAR ou Barcelone. Ce chapitre sera donc consacré principalement à « interroger » la capacité des réseaux DCE à répondre à la question de la surveillance de l'eutrophisation.

Principales caractéristiques des réseaux de surveillance généraux en France

Pour les eaux continentales, un Réseau national de bassins (RNB) d'environ 1 700 points d'observation de la qualité des eaux superficielles existait depuis les années 1980 avant d'être remplacé en 2007 par les réseaux de suivi DCE. Deux évolutions notables ont été

8. Cette question n'entre pas dans le champ de cette ESCo.

opérées, l'une dans la couverture spatiale, qui se devait d'être plus représentative de l'ensemble des masses d'eau (unité spatiale élémentaire), sans atteindre toutefois leur exacte proportionnalité (il subsiste encore une sous-représentation des têtes de bassin), et l'autre dans une augmentation des paramètres suivis, notamment par la systématisation de mesures biologiques pour l'évaluation de l'état écologique.

Le dispositif de suivi s'articule désormais autour de près de 4 500 stations suivies, toutes catégories de masses d'eau confondues, sur un total de masses d'eau de près de 11 500 (tableau 3.4), soit un taux de renseignement général de 38 %. Les masses d'eau non suivies font quand même l'objet d'une estimation du Risque de non-atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE), grâce à un examen des pressions susceptibles de les impacter et d'une évaluation de leur état écologique par modélisation.

Ces chiffres sont importants pour bien avoir à l'esprit les ordres de grandeur, le grain et la spatialisation des données qui peuvent être ensuite mobilisées pour analyser le processus d'eutrophisation, avec leurs incertitudes associées et les relations pression-état qui peuvent être établies.

Pour le milieu marin, la surveillance DCE s'appuie principalement sur les réseaux historiques de l'Ifremer : le Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO), créé en 1974, et le Réseau de surveillance du phytoplancton et des phycotoxines (REPHY), créé en 1984. Les paramètres physico-chimiques (T °C, salinité, turbidité, nutriments, oxygène dissous, chlorophylle *a*), initialement mesurés dans le RNO, ont été rattachés au REPHY en 2008 lors de la mise en place opérationnelle de la DCE, tandis que le RNO a été remplacé par le Réseau d'observation de la contamination chimique (ROCCH). La surveillance des macrophytes et des invertébrés benthiques est, quant à elle, réalisée au sein du Réseau de surveillance des peuplements benthiques (REBENT), mis en œuvre en 2006 sous la coordination de l'Ifremer et impliquant un grand nombre d'acteurs. Le développement de ce réseau au niveau national s'est appuyé sur le pilote REBENT mis en place initialement en Bretagne au début des années 2000, ainsi que sur le Réseau de suivi des herbiers de posidonies (RSP), créé en 1984, ou sur le Réseau de suivi lagunaire (RSL), créé en 2000, pour la façade méditerranéenne.

Concernant la DCSMM, un programme de surveillance, élément du Plan d'action pour le milieu marin (PAMM), vient d'être proposé (en 2016), pour chaque sous-région marine (Manche, mer du Nord, mers celtiques, golfe de Gascogne, Méditerranée occidentale). Cela a été réalisé au regard des résultats de l'évaluation initiale 2012 et des connaissances acquises *via* les programmes d'observation et de surveillance, les études et les recherches et en considérant l'avis des experts locaux.

Les systèmes de surveillance s'intéressent à un état écologique global

Les systèmes de surveillance à l'œuvre dans les hydrosystèmes en Europe et en Amérique du Nord sont construits pour recueillir des informations simultanées sur les trois compartiments des hydrosystèmes, à savoir la chimie, la physique et la biologie. C'est donc avant tout une appréciation globale de l'état de santé des milieux qui est recherchée, en accord

Tableau 3.4. Proportions de masse d'eau de surface faisant l'objet de suivis par rapport au total de masses d'eau dans chaque catégorie.

		Métropole	Outre-mer	France
Cours d'eau	Nombre	9 799	1 025	10 824
	Nombre suivies	3 783	97	3 880
	% suivies	39	9	36
Plan d'eau	Nombre	434	5	439
	Nombre suivies	311	2	313
	% suivies	72	40	71
Eaux de transition	Nombre	84	12	96
	Nombre suivies	77	9	86
	% suivies	92	75	90
Eaux côtières	Nombre	120	44	164
	Nombre suivies	92	34	126
	% suivies	77	77	77
Total	Nombre	10 437	1 086	11 523
	Nombre suivies	4 263	142	4 405
	% suivies	41	13	38

Source : Eau France, 2013.

respectivement avec la directive-cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000) et le Clean Water Act (CWA, 1972). La bio-indication qui est née au début du siècle dernier avait d'abord été calée pour mesurer l'effet des pollutions dominantes de l'époque, notamment les excès de matières organiques rejetées directement dans le milieu aquatique. Elle a ensuite évolué au tournant des années 1980 pour prendre en compte un spectre beaucoup plus large d'altérations des milieux grâce à des indices biologiques multimétriques plus intégrateurs, recommandés, depuis, dans l'annexe 5 de la DCE. Les chercheurs européens ont largement été mobilisés dans la décennie 2000-2010 dans de nombreux programmes (Aquem STAR, Rebecca, Wiser, MARS pour les eaux douces, groupes d'intercalibration géographiques Nord-Est Atlantique et Méditerranée sur les indices DCE de biomasse, d'abondance et de composition du phytoplancton marin, etc.), pour améliorer et adapter les méthodes existantes, notamment en les transformant en indices multimétriques et pour étalonner leurs résultats entre les différents pays membres.

Le dispositif désormais en fonction revêt par conséquent une certaine complexité, dans la mesure où il ne se contente plus de déceler des dépassements de seuils physico-

chimiques définis pour satisfaire des usages cibles, mais il combine différents indices biologiques ayant des sensibilités et des temps de réponse variés aux pollutions ou aux cocktails de pollutions (par exemple poissons, macro-invertébrés, macrophytes) avec des paramètres chimiques et physico-chimiques pour rendre compte d'un état écologique des masses d'eau. Les points de vigilance concernent les échelles de travail, les pas de temps considérés et le poids éventuel de pressions mal prises en compte. Les points de progrès concernent l'amélioration des relations entre pressions et réponses biologiques, et le parti pris qui pourrait être tiré des caractéristiques biologiques, en particulier les traits pour aider à diagnostiquer les situations.

Ce dispositif général introduit par les nouvelles directives-cadres a gagné en capacité à déceler des dysfonctionnements causés par des pressions multiples. L'eutrophisation n'est devenue qu'une cause parmi d'autres : la DCE n'y fait d'ailleurs mention que dans son annexe V, très technique, qui définit les limites de classes d'état, en rappelant que les directives préexistantes, Nitrates et Eaux résiduares urbaines, doivent toujours être respectées. La question des facteurs de stress multiples (*multiple stressors* en langue anglaise) est devenue très prégnante dans la littérature, notamment depuis 2010, et constitue aujourd'hui un des défis scientifiques importants en hydrobiologie et océanographie, d'autant que les évolutions climatiques récentes (c'est-à-dire la dernière décennie la plus chaude jamais enregistrée) modifient les relations entre les facteurs de forçage et les réponses écologiques des hydrosystèmes.

■ Référence dans un cadre réglementaire

Dans la DCE comme dans le Clean Water Act aux États-Unis, la référence est relative aux meilleures situations contemporaines observables, qui ne sont donc plus des situations historiques, « vierges » de toute occupation humaine ou *pristines*. Le curseur « bon état », qui est retenu comme objectif de la DCE en termes de référence à atteindre, a fait l'objet de définitions techniques, notamment par l'annexe 5 de la directive, et d'une intercomparaison⁹ des méthodes de bio-indication entre pays membres. Des guides européens ont été produits. Les critères techniques ont ensuite été transcrits dans des arrêtés nationaux. Le produit de toute cette démarche technique, qui est assez complexe, aboutit à un classement synthétique des états dans la gamme désormais familière des qualificatifs « très bon, bon, moyen, médiocre, mauvais » associés à des codes couleur pour les cartographier. Les états de référence considérés sont susceptibles d'évoluer dans le temps, notamment sous influence climatique. Un dispositif général intègre cet aspect, dans la mesure où un réseau dit de référence pérenne (RRP) d'environ 300 stations suivies a été mis en place à cette fin en France métropolitaine.

9. À titre d'exemple, les critères de *screening* étaient des proxys régionalisés tels que la proportion de surfaces artificialisées (< 0,8 %) ou le pourcentage de surfaces dédiées à l'agriculture (< 25 % agriculture intensive et < 30 % agriculture non intensive pour le Groupe Nordique ; < 50 % agriculture intensive pour le groupe Central Baltique) et des critères chimiques ($O_2 = 95-105$ % ; $N-NH_4 = 0,10$ mg/L ; $N-NO_3 = 6,00$ mg/L ; $P-PO_4 = 0,040$ mg/L, valeurs moyennes pour le groupe Central Baltique).

Autres réseaux plus spécifiquement dédiés à la surveillance de l'eutrophisation

Il n'est pas possible ici de détailler par le menu les différents réseaux existant au niveau international ni même de chercher à en faire un inventaire exhaustif, mais il est important d'en mentionner l'existence car de nombreuses publications sont basées sur les données qu'ils recueillent. Aux États-Unis, une stratégie de recherche spécifique a traité cette problématique, complétée par différents réseaux de suivi qui couvrent les zones de crise (Chesapeake Bay program, LUMCOM pour le golfe du Mexique, etc.), dans les régions sujettes depuis longtemps aux manifestations souvent aiguës de l'eutrophisation. En Europe, la Grande-Bretagne s'est dotée d'un réseau dédié à l'eutrophisation pour l'identification des zones sensibles et le suivi des actions (ECAPs : Eutrophication Control Action Plans).

■ Réseaux dédiés à l'eutrophisation aux États-Unis

La pollution par les nutriments avait été identifiée comme une des causes majeures de dégradation des eaux dès les années 1970, avec des cas emblématiques comme les Grands Lacs laurentiens et la baie de Chesapeake (voir chapitre 2) ou le golfe du Mexique en aval du bassin du Mississippi (anoxies, mortalités de poissons, efflorescences d'algues toxiques).

Pour les eaux continentales, l'US Geological Survey (USGS) s'est vu confier une mission de recherche pour comprendre et modéliser toute la chaîne causale impliquée dans le processus d'eutrophisation (sources, transfert terrestre, transfert fluvial). L'USGS a ainsi déployé une stratégie adaptée reposant sur une sélection de 51 bassins cibles dans lesquels un échantillonnage densifié des nutriments a été conduit. Il visait à affiner les bilans de sources, à mieux identifier les zones productrices de nutriments et la saisonnalité des processus de transfert rythmés par l'hydrologie. Ces données permettent de caler des modèles régionalisés de transfert et de flux de type Sparrow (SPATIally-Referenced Regression On Watershed attributes) largement déployés sur le territoire des États-Unis (chapitre 4). Un autre modèle, SWAT (Soil and Water Assessment Tool), développé par l'US Department of Agriculture (USDA) et récemment actualisé et enrichi, est aussi déployé dans certains bassins à agriculture intensive dominante (chapitre 4).

Ces modèles sont à la base de scénarios rétrospectifs et prospectifs pour analyser ou projeter des mesures de remédiation des excès de nutriments. Cette stratégie de travail a été suivie pendant 10 à 15 ans pour affiner la connaissance régionale de la dynamique des nutriments, mais elle restait essentiellement une démarche géochimique. Ce n'est que très récemment que des couplages plus systémiques sont proposés par la littérature aux États-Unis, qui prolongent la chaîne de causalité en allant jusqu'à une probabilité d'altération de l'état de santé des cours d'eau (indices biologiques relatifs aux macro-invertébrés ou aux poissons).

Pour les eaux marines, la National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) a mené en 1999 un premier programme d'évaluation synchrone de l'état d'eutrophisation des 139 princi-

paux estuaires nationaux (National Estuarine Eutrophication Assessment), et une commission académique a recommandé en 2000 de réitérer tous les 10 ans cette photographie instantanée de l'état d'eutrophisation des côtes américaines. Cette commission a aussi prôné un meilleur couplage entre mesures de surveillance et modèles pour optimiser le positionnement des prélèvements dans l'espace et le temps, ainsi que cela a été fait au Danemark.

De son côté, l'Agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) mène un Programme de surveillance de la qualité des eaux (National Aquatic Resource Surveys) et produit, environ tous les cinq ans, un rapport sur l'évaluation de la qualité des eaux côtières marines et estuariennes, mais aussi des baies bordant les Grands Lacs (National Coastal Condition Assessment). Ces rapports ne remplacent pas l'évaluation précise que chaque État américain doit faire dans le cadre du Clean Water Act, mais donnent, à intervalle irrégulier depuis le début des années 1990, une vision nationale instantanée, synthétique et homogène, de l'état écologique des 56 masses d'eau côtières, sur la base de 1 100 stations de prélèvements.

On retiendra de ces exemples aux États-Unis qu'un focus sur une altération donnée comme l'eutrophisation nécessite une stratégie d'échantillonnage dédiée, et qu'un recours à la modélisation est nécessaire dès lors que des processus dynamiques en cascade sont impliqués. La modélisation permet, d'une part, un retour critique sur la donnée et, d'autre part, une intégration de cette donnée et des extrapolations spatiales et temporelles, avec une maîtrise des incertitudes associées. Il y a des bénéfices à attendre d'une complémentarité entre données des réseaux de surveillance et modélisation (pour une présentation plus approfondie de la modélisation, voir le chapitre 4).

■ Les observatoires en France

Observatoires sur les lacs

En France métropolitaine s'est structuré l'Observatoire des lacs alpins (OLA), désormais labellisé Systèmes d'observation et d'expérimentation de recherches en environnement (SOERE). Cet observatoire s'est mis en place progressivement à partir de questions initiales relatives au développement de l'eutrophisation (années 1960-1980). Les séries de données produites par l'Observatoire et les SOERE sont « longues » (plusieurs décennies) donc largement supérieures au temps de résidence moyen des eaux (tableau 3.5). Elles décrivent la trajectoire écologique de trois grands lacs profonds (Annecy, Bourget et Léman), proches en termes d'environnement (même écorégion et type de développement économique), mais soumis à une application différente des mesures de lutte contre l'eutrophisation (tableau 3.5).

Observatoires sur les bassins-versants

Une dizaine de petits bassins-versants expérimentaux situés dans plusieurs régions françaises sont suivis par des équipes de chercheurs français. Les objectifs scientifiques de ces systèmes d'observation visent notamment à comprendre et modéliser les liens entre structures des bassins-versants, usages des sols, flux de nutriments et de matières. Ces bassins-versants font partie des infrastructures de recherches soutenues par les SOERE

Tableau 3.5. Dates de mise en place des suivis lacustres, en lien avec la structure gestionnaire partenaire et historique du statut trophique.

LAC <i>État actuel</i> (Temps de séjour moyen ; profondeur maximale)	Historique du contrôle charge externe en P	Gestionnaire	Date des suivis
LÉMAN <i>Mésotrophe</i> (12 ans ; 310 m)	Contrôle progressif à partir de 1980 (déphosphatation, interdiction TPP, etc.)	Commission internationale pour la protection des eaux du Léman (CIPEL)	Depuis 1957
ANNECY <i>Oligotrophe</i> (3,8 ans ; 82 m)	Quasi total dès 1980 (collecteur circulaire et rejets à l'exutoire du lac)	Syndicat mixte du lac d'Annecy (SILA)	1967-1977 1987-2010
BOURGET <i>Mésotrophe</i> (8,5 ans ; 145 m)	En 1990 : déversement de trois quarts des eaux usées traitées directement dans le Rhône	Comité intercommunal pour le suivi et l'assainissement du lac du Bourget (CISALB)	1988-1989 1995-1996 2004-2005 2007-2010

Source : Dorioz, 2010.

pilotés par l'alliance Allenvi. Ils sont aussi intégrés dans le réseau des LTER (Long Term Ecological Research Network) et le réseau de la zone critique (Critical Zone Observation Network). La surveillance des nappes est réalisée par le BRGM (base ADES, récemment incluse dans le réseau de la zone critique), celle des sols par le GIS Sol (bases BDAT, base de données des analyses de terres et RMQS, réseau de mesure de la qualité des sols). Ces réseaux de suivis sont essentiels car s'inscrivent sur le long terme. Sur les dispositifs de type bassin-versant, acquérir des données de suivi des concentrations dans l'eau à haute fréquence est complémentaire, car ces données permettent de suivre sur le long terme et avec précision les exportations de nutriments. En effet, ils permettent de déterminer notamment les pas de temps optimaux de mesure pour les différents éléments chimiques et biologiques qui peuvent être ensuite déployés dans les réseaux de surveillance ; mais aussi de mieux quantifier les relations entre structure paysagère des bassins-versants et qualité de l'eau, et les temps de réponse entre changements d'usage des terres et flux de nutriments.

Observatoires en milieu estuarien et marin

En France métropolitaine, différentes initiatives de suivi du milieu marin côtier par les laboratoires universitaires et les stations marines se sont regroupées et structurées depuis 1997 au sein d'un programme national, le Service d'observation en milieu littoral (SOMLIT), labellisé par l'Institut national des sciences de l'univers (INSU) du CNRS. Au sein du Réseau des stations et observatoires marins (RESOMAR), ce programme de suivi rassemble 19 stations suivies par 11 laboratoires marins, à la fois le long des côtes de la Manche,

de l'Atlantique et de la Méditerranée. Des mesures physiques, chimiques et biologiques sont réalisées deux fois par mois. L'objectif principal de ce réseau est d'étudier l'impact du changement global sur les zones côtières, et son importance relative par rapport aux perturbations locales, dont l'enrichissement en nutriments. Des réseaux de suivi locaux dédiés à l'eutrophisation marine ont été lancés par l'Ifremer et des Agences de l'eau sur la Manche-Est (Réseau hydrologique littoral normand, RHLN, depuis 2000 en Normandie et Suivi régional des nutriments, SRN, depuis 1992 en Artois-Picardie) et sur l'ensemble des lagunes méditerranéennes françaises depuis 2000 (Réseau de suivi lagunaire, RSL).

À noter que, au niveau mondial, il existe un programme de suivi du phytoplancton, le Continuous Plankton Recorder (CPR), dans lequel la France est impliquée. Grâce à une méthode de suivi et d'analyse du plancton inchangée depuis 1948, et grâce à des instruments d'échantillonnage conçus pour être placés sur des bateaux marchands, ce programme est l'un des plus anciens et des plus étendus à l'échelle du globe. Plusieurs aspects de l'écologie et de la dynamique du plancton sont étudiés à travers ce programme, dont l'eutrophisation et les efflorescences de microalgues nuisibles (HABs).

Indicateurs et méthodes pour le suivi de l'eutrophisation

I Pression, état et impacts

Les indicateurs d'eutrophisation sont généralement classés en indicateurs de pression (émissions de nutriments et flux), d'état chimique (concentrations en nutriments dans les eaux) et d'impact (par exemple indicateurs biologiques, oxygène, etc., révélateurs de l'état de santé de l'écosystème aquatique) (tableau 3.6). Si les indicateurs de pression et d'état sont identiques pour l'ensemble des milieux continentaux et marins, les indicateurs d'impact varient suivant les milieux.

L'évaluation des émissions et des flux de nutriments, tels que les apports d'azote, de phosphore, de silice et de carbone, leur rétention dans les paysages ainsi que leur export vers les milieux récepteurs (plans d'eau, estuaires, zones côtières), repose sur un ensemble de mesures, d'indicateurs et de modèles, chacun étant entaché d'une incertitude, rarement mentionnée ou commentée. Par exemple, la mesure de l'efficacité des mesures de réduction des apports de N et P prises dans les bassins-versants passe par une incertitude analysée à plusieurs niveaux : les composantes incertaines des termes des bilans pour les surplus agricoles, la variabilité peu connue des rejets ponctuels et diffus, le calcul des flux estimés dans les milieux récepteurs avec peu de mesures, alors que la variabilité des concentrations et des débits est importante. L'établissement des bilans d'entrée-sortie aux plans d'eau est difficile lorsque les différences sont dans la marge d'incertitude des flux entrants et sortants. Enfin, l'extrapolation spatiale des émissions et des flux par des modèles hydrologiques et biogéochimiques à des zones non suivies est délicate, malgré leur importance dans la quantification de l'origine des apports (urbaine, industrielle, agricole, diffuse, ponctuelle).

Tableau 3.6. Indicateurs de pression, d'état et d'impact de l'eutrophisation dans les rivières, les lacs, les eaux de transitions, les eaux côtières et marines.

Indicateurs	Rivières	Lacs	Eaux de transition	Eaux côtières	Eaux marines
Indicateurs de pression					
Émissions de nutriments, charge en nutriments	x	x	x	x	x
Indicateurs d'état					
Concentrations en phosphore (P total, orthophosphate)	x	x	x	x	x
Concentrations en azote (N total, NO ₃)	x	x	x	x	x
Indicateurs d'impact					
État écologique (DCE)	x	x	x	x	
État environnemental (DCSMM)				x	x
Phytoplancton (chlorophylle <i>a</i> , biovolume)	x	x	x	x	x
Phytoplancton (composition de la communauté, HAB)		x		x	x
Profondeur de Secchi		x		x	x
Macrophytes (profondeur de croissance inférieure)		x		x	
Macrophytes (composition de la communauté)	x	x	x	x	
Phytobenthos (composition de la communauté des algues benthiques)	x	x			
Macrozoobenthos (composition de la communauté, biomasse)	x	x	x	x	x
Concentration en oxygène au fond		x*	x	x	x

* Seulement pour les lacs stratifiés. D'après Ibisich *et al.*, 2017.

Les indicateurs d'état (concentrations des nutriments) permettent de mettre en lien les émissions et les flux exportés par les bassins-versants avec les concentrations mesurées dans les milieux récepteurs. Ils sont plus généralement d'une importance majeure pour faire le lien avec les indicateurs biologiques. Cependant, cette importance contraste avec l'usage qui est fait dans le cadre de la DCE ; ces paramètres étant considérés seulement comme appui à la biologie. Pour s'affranchir de ce problème, l'outil HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool) réalise une évaluation séparée des trois groupes d'indicateurs (pression, état, impact) ; le déclassement s'effectuant par le plus mauvais résultat de ces indicateurs. Ainsi, certains pays ont eu une action très volontariste concernant le problème de l'eutrophisation. Par exemple, le Danish Aquatic Action Plan au Danemark et le Rhine Action Plan

en Allemagne sont des succès dans la définition des objectifs de diminution des nutriments, la mise en place des programmes de mesures, le suivi des effets et la révision des programmes et des objectifs. Si, dans la plupart des pays européens, les suivis sont de type DCE, c'est-à-dire à fréquence mensuelle ou inférieure, au Danemark les nutriments sont mesurés avec une fréquence qui peut atteindre 26 mesures par an dans les petits bassins agricoles, les bassins de référence ou forestiers et 19 mesures par an dans les plans d'eau ; c'est aussi le sens de l'investigation plus poussée sur les nutriments de l'USGS (p. 88). Pour des bassins transfrontaliers ou d'export vers les zones côtières (Pays-Bas, Allemagne et Finlande), les suivis sont encore plus fréquents (52 mesures par an). Les mesures peu fréquentes et de durée moindre compliquent la détection de tendances, notamment dans le cas des réseaux temporaires ou de certaines opérations tournantes. La comparaison des indicateurs de concentration à des seuils objectifs doit aussi se faire prudemment lorsque l'on utilise des quantiles supérieurs (C90) ou inférieurs (C10), plus incertains que les valeurs centrales (C50, Moyenne) (p. 101).

Les indicateurs d'impact sont beaucoup plus nombreux et leur interprétation est complexe. Ils ont tous en commun la spécificité de répondre aux apports en nutriments, comme vu dans le chapitre 1, à la fois de façon directe (indicateurs biologiques du compartiment des producteurs primaires) ou de manière indirecte (indicateurs biologiques sur les autres groupes que ceux du compartiment des producteurs primaires et indicateurs physico-chimiques influencés par les processus biologiques).

Indicateurs d'impact basés sur le compartiment des producteurs primaires

Dans la chaîne des processus, que l'on soit en milieu continental ou marin, c'est naturellement le compartiment des producteurs primaires qui est le premier impacté par le processus d'eutrophisation, avec notamment une augmentation de la biomasse du phytoplancton (qui se mesure généralement à travers une augmentation de la chlorophylle *a*) ou de l'abondance des macroalgues. Les symptômes reconnus sont identiques pour les eaux continentales et marines, excepté pour les deux groupes très peu abondants en eau marine dans les milieux tempérés, mais très développés en eau douce eutrophe, à savoir les cyanobactéries planctoniques et les phanérogames benthiques.

Comme expliqué dans le chapitre 1, ces manifestations sont dépendantes de plusieurs autres facteurs (temps de résidence, lumière, température). Les symptômes ont ainsi des dynamiques saisonnières marquées, mais non relevées dans les réseaux de surveillance, qui privilégient des fréquences majoritairement annuelles pour les paramètres biologiques.

Plans d'eau

Dans le cas des plans d'eau, les classifications trophiques commencent à être documentées dès 1960 avec les travaux de Vollenweider et enrichies par la suite pour prendre en compte d'autres indicateurs (profondeur, turbidité, biomasse exprimée en biovolume,

Tableau 3.7. Système de classification de l'état d'eutrophisation des lacs en Suède, à partir de la biomasse exprimée en biovolume des algues planctoniques.

Classe	Désignation	Biomasse moyenne entre mai et octobre (mm ³ /L)	Biomasse du pic de l'efflorescence d'août (mm ³ /L)	Statut trophique du lac
1a	Biomasse particulièrement petite	≤ 0,1	≤ 0,1	Ultra-oligotrophe
1b	Très petite biomasse	0,1-0,5	0,1-0,5	Oligotrophe
2	Petite biomasse	0,5-1,5	0,5-2	Mésotrophe
3	Biomasse modérément grande	1,5-2,5	2-4	Eutrophe I
4	Grande biomasse	2,5-5	4-8	Eutrophe II
5	Très grande biomasse	> 5	> 8	Hypereutrophe

D'après Wilen, 2000.

cyanobactéries, structure et distribution d'une communauté taxonomique, zooplancton) (tableaux 3.7 et 3.8). Pour les lacs peu profonds, l'utilisation des macrophytes apparaît pertinente. L'analyse des tendances sur les cyanobactéries toxiques, qui peuvent se développer dans les plans d'eau dans les années à venir avec le changement climatique, est aussi à prendre en compte parmi les indicateurs du futur.

En France, dans les années 1990, la méthode de la diagnose rapide avait été développée en mettant l'accent sur l'étude de quelques paramètres classiquement utilisés en Europe ou aux États-Unis pour évaluer l'état trophique des lacs (chlorophylle, transparence, oxygène dissous, phosphore, azote) avec une application à l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse. Conscients des limites de cette approche, ses auteurs ont eu le souci de la compléter par l'évaluation de la qualité chimique des sédiments et par la prise en compte d'une partie de la biocénose. C'est une méthode relativement complète de par les descripteurs utilisés (physico-chimiques et biologiques) et les compartiments étudiés (pleine eau, sédiment). Elle fait appel à un principe fondamental du fonctionnement des lacs qui suppose qu'il existe un lien entre la composition physico-chimique des eaux lors de la fin du mélange hivernal et les phénomènes qu'elle est susceptible d'engendrer dans les divers compartiments de l'écosystème au cours de la période de croissance végétale qui lui succède. En d'autres termes, le plan d'eau ferait « le plein » en nutriments en fin d'hiver, époque à laquelle ils ne sont pas encore utilisés pour la croissance végétale, alors que leurs teneurs sont maximales dans l'eau suite aux ruissellements hivernaux et au relargage par les sédiments. Au printemps et en été, ces nutri-

Tableau 3.8. Système de classification de l'état d'eutrophisation des lacs en Suède, à partir de la concentration en phosphore et des efflorescences de cyanobactéries à la fin de l'été.

Classe	Désignation	Phosphore total (µg/L)	Biomasse des cyanobactéries en août (mm ³ /L)	Nombre de genres de cyanobactéries produisant des toxines
1	Très petite biomasse	6-12,5	< 0,5	≤ 2
2	Petite biomasse	12,5-25	0,5-1	-
3	Biomasse modérément grande	25-50	1-2,5	3-4
4	Grande biomasse	50-100	2,5-5	-
5	Très grande biomasse	> 100	> 5	4

D'après Wilen, 2000.

ments soutiennent la production primaire et plus généralement l'ensemble de la chaîne trophique, et les conséquences sur le milieu s'observent plus particulièrement en fin de stratification estivale, notamment au niveau de la réserve d'oxygène hypolimnique. Il ressort de ce principe que la méthodologie de la diagnose rapide était réservée aux plans d'eau stratifiés durablement en été, ce qui exclut normalement ceux dont la profondeur ou le temps de séjour des eaux est réduit. La diagnose rapide est également mal adaptée pour les retenues artificielles à soutirage ou marnage important.

Au cours des 20 dernières années, les mesures en continu à plusieurs profondeurs ont été de plus en plus utilisées dans la littérature scientifique pour caractériser la dynamique physico-chimique des masses d'eau (oxygène dissous, température, pH, conductivité, etc.) et les conditions climatiques locales (vitesse du vent, radiation solaire, etc.). Elles permettent aussi de mieux comprendre la complexité spatiale et temporelle des plans d'eau ainsi que le métabolisme et les éventuels déséquilibres entre production photosynthétique et consommation/respiration. Il faut cependant rappeler que la France n'a mis en place son réseau pour les plans d'eau qu'avec la DCE au début des années 2000 ; les chroniques sont donc très récentes.

Cours d'eau

Dans le cas de grandes rivières et fleuves, on privilégie la chlorophylle *a*, déterminée dans la masse d'eau ou sur le benthos (tableau 3.9). Il s'agit généralement de ces valeurs qui, avec les indicateurs de concentration en azote et phosphore, déterminent les classes des différents niveaux trophiques. Des changements dans la végétation, en lien avec les apports d'azote ou de phosphore, sont également connus (tableau 3.10).

Tableau 3.9. Limites de classes de l'état trophique des rivières et des fleuves.

Statut trophique	Concentration moyenne de chlorophylle <i>a</i> benthique (mg/m ²)	Concentration maximum de chlorophylle <i>a</i> benthique (mg/m ²)	Concentration de chlorophylle <i>a</i> dans la colonne d'eau (µg/L)	Azote total (µg/L)	Phosphore total (µg/L)
Oligotrophe	< 20	< 60	< 10	< 700	< 25
Mésotrophe	20-70	60-200	10-30	700-1 500	25-75
Eutrophe	> 70	> 200	> 30	> 1 500	> 75

Source : Dodds *et al.*, 1998.**Tableau 3.10. Conséquences sur la végétation aquatique de l'enrichissement en nutriments dans les cours d'eau.**

Enrichissement en azote	Enrichissement en phosphore
Diminution du nombre d'espèces	Diminution du nombre d'espèces
Diminution des espèces rares	Diminution du nombre d'espèces rares
Diminution des mousses	Diminution des mousses
Augmentation de <i>Lemna sp.</i>	Augmentation de <i>Cladophora</i> , <i>Enteromorpha</i> , <i>Potamogeton pectinatus</i> , <i>Sparganium erectum</i> , <i>Apium nodiflorum</i> et <i>Lemna minor</i>
Augmentation d' <i>Enteromorpha sp.</i>	Augmentation du pourcentage de recouvrement de <i>Cladophora</i>

Source : Dawson *et al.*, 1999, cités par Newman *et al.*, 2005.

Pour une analyse plus poussée de l'eutrophisation, d'autres indicateurs d'impact peuvent être utilisés. Les variations journalières d'oxygène dissous et de pH, les taux de saturation en oxygène sont des indicateurs qui étaient préconisés dans le SEQ-Eau.

La DCE a introduit d'autres compartiments (macrophytes, phytobenthos, invertébrés, poissons), mais l'utilisation globalisée des indices de l'état écologique ne permet pas de rendre compte d'une façon directe de l'état de l'eutrophisation. En d'autres termes, ce qui ressort de toute l'évaluation est un état écologique général dans une cotation agrégée. La part de dégradation de l'état imputable à l'eutrophisation doit faire l'objet d'une double démarche : aller rechercher dans les éléments de qualité relevés tels que les diatomées

ou les macrophytes, les traits des espèces à affinité nitrophile ou à affinité pour le phosphore ou encore interpréter les métriques fonctionnelles des différentes communautés biologiques, et rechercher l'origine des causes possibles en analysant les pressions, ce qui en suppose une finesse de description adaptée à la question.

Cependant, l'échantillonnage temporel habituel des réseaux peut s'avérer insuffisant pour cerner correctement la dynamique d'eutrophisation. L'autre recommandation de prudence concerne la représentativité spatiale des stations de mesure, dont les résultats sont utilisés en les extrapolant à la masse d'eau (ME) ; en effet, il existe une forte hétérogénéité spatiale interne aux ME pour des paramètres tels que la morphologie ou la couverture arborée des ripisylves, qui peuvent influencer localement les manifestations de l'eutrophisation. La contextualisation spatiale des stations dans leur environnement plus large est donc essentielle.

Par le passé, l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse avait mis en place, en 1998-1999 et 2002-2003, un réseau de suivi spécifique de l'eutrophisation sur des rivières considérées comme sensibles (environ 200 stations) : des mesures quantitatives de chlorophylle *a* étaient pratiquées en été tous les mois sur les stations à développement phytoplanctonique, ainsi qu'un inventaire quantitatif des macrophytes (en particulier les espèces proliférantes, le taux de recouvrement, la biomasse) complétées par des enregistrements sur 24 heures du pH et de l'oxygène dissous. Avec la refonte des réseaux DCE, cette action n'a malheureusement pas été réitérée depuis.

Milieu marin

Au niveau mondial, de nombreuses méthodes ont été développées pour évaluer l'ampleur des effets de l'eutrophisation (tableau 3.11). La plupart de ces méthodes intègrent des indicateurs physico-chimiques et biologiques et mesurent à la fois les effets directs et indirects pour évaluer la qualité de l'eau en lien avec la pression d'eutrophisation. Cependant, dans la plupart de ces méthodes, des difficultés persistent pour relier les apports en nutriments avec les réponses des écosystèmes (tableau 3.11, dernière colonne). De manière générale, les réponses biologiques face à des pressions multiples d'origines anthropiques sont nombreuses, mais il existe peu de réponses biologiques spécifiques.

La mesure de la chlorophylle *a*, utilisée pour mesurer l'évolution de la biomasse du phytoplancton, est commune à l'ensemble de ces méthodes, de même que la mesure de la concentration en oxygène dissous (à l'exception de la méthode STI).

Pour les algues et les phanérogames, l'évaluation du recouvrement et de la richesse spécifique des espèces pérennes par rapport à celle des opportunistes est un socle commun à l'ensemble des indices proposés au niveau mondial. Les perturbations locales d'origine anthropique sont en effet connues pour induire une évolution des écosystèmes d'un état préservé dominé par les espèces pérennes vers un état dégradé dominé par les espèces annuelles opportunistes.

Concernant les efflorescences de microalgues nuisibles (HABs), qui désignent toute prolifération de microalgues causant des nuisances en raison de leur forte biomasse ou de la

Tableau 3.11. Méthodes permettant d'évaluer l'ampleur et les effets de l'eutrophisation en milieu côtier et marin.

Nom de la méthode	Indicateurs biologiques	Indicateurs physico-chimiques	Lien avec la charge nutritive
TRIX (TRopical IndeX for marine systems)	Chl	DO, DIN, TP	Non
EPA NCA Water Quality Index (US Environmental Protection Agency National Coastal Assessment)	Chl	WC, DO, DIN, DIP	Non
ASSETS (ASsessment of Estuarine Trophic Status)	Chl, macroalgues, phanérogames, HABS	DO	Oui
TWQI/LWQI (Lake Water Quality Index ; TWQI : Transitional Water Quality Index)	Chl, macroalgues, phanérogames	DO, DIN, DIP	Non
OSPAR COMPP (OSPAR Comprehensive Procedure)	Chl, macroalgues, phanérogames, HABS, phytoplancton	DO, TP, TN, DIN, DIP	Oui
DCE (Directive-cadre européenne sur l'Eau)	Phytoplancton, Chl, macroalgues, invertébrés benthiques, phanérogames	DO, TP, TN, DIN, DIP, WC	Non
HEAT (HELCOM Eutrophication Assessment Tool)	Chl, PP, phanérogames, invertébrés benthiques, HABS, macroalgues	DO, TP, TN, DIN, DIP, WC	Non
RSL (utilisée dans le cadre du Réseau de suivi des lagunes méditerranéennes)	Chl, phanérogames, macrobenthos, HABS	DO, WC, SRP, TP, TN, DIN, OM TN et TP du sédiment	Non
STI (Statistical Trophic Index)	Chl, PP	DIN, DIP	Non

PP : production primaire ; HABS : efflorescence de microalgues nuisibles ; DO : oxygène dissous ; DIN : azote inorganique dissous ; DIP : phosphore inorganique dissous ; TN : azote total ; TP : phosphore total ; OM : matière organique ; WC : transparence de l'eau. D'après Ferreira *et al.*, 2011.

production de toxines, l'effet de l'eutrophisation est clairement lié à chaque espèce de phytoplancton ainsi qu'aux conditions hydrodynamiques du milieu. Les manifestations HABS les plus couramment reliées à l'enrichissement excessif, surtout azoté, sont les productions de mousses par les flagellés coloniaux *Phaeocystis*, la production de toxine ASP par des diatomées du genre *Pseudo-nitzschia* et, plus généralement, l'augmentation du rapport dinoflagellés/diatomées. Ces trois indicateurs sont mesurés régulièrement par certains pays.

Concernant les invertébrés benthiques, les effets délétères de la décomposition des macroalgues vertes ou brunes échouées restent limités à la faune des estrans impactés et aux juvéniles de poissons habituellement présents dans la bande d'eau de moins de 2 mètres de profondeur ; mais aucun indicateur spécifique de ces perturbations n'a encore été mis en place. Les impacts des hypoxies/anoxies de fond peuvent en revanche toucher de vastes surfaces, mais pratiquement aucune mesure régulière des abondances faunistiques en zone sensible ni d'évaluation des épisodes de mortalité massive n'a été mise en place.

En France, les indicateurs utilisés en lien avec l'eutrophisation dans le cadre du RCS de la DCE sont : les concentrations en nutriments, les mesures d'oxygène dissous, les mesures de chlorophylle, les comptages de cellules phytoplanctoniques, la couverture des milieux rocheux par des algues opportunistes, le suivi aérien des proliférations d'algues vertes opportunistes sur les zones sableuses et les vasières de la façade Manche-Atlantique, les efflorescences de microalgues nuisibles (HABs). Par ailleurs, un suivi régulier des contenus internes en azote et en phosphore des algues ulvacées est effectué sur la façade Manche-Atlantique dans le cadre de trois réseaux de contrôle opérationnel de la DCE. Ces suivis permettent, d'une part, de déterminer si la croissance algale est limitée par l'azote ou le phosphore et met au jour, d'autre part, la détection des changements avant même que ceux-ci soient perceptibles à plus grande échelle. L'interprétation des quotas internes en azote et en phosphore repose sur la connaissance des quotas critiques (quota à partir duquel la croissance n'est plus à son maximum) et de subsistance (quota à partir duquel la croissance de l'algue s'arrête).

■ Indicateurs d'impact basés sur les autres groupes biologiques

Comme cela a été décrit dans le chapitre 1, les modifications en cascade entraînées au cours du processus d'eutrophisation contribuent à :

- une augmentation de la biomasse et des modifications dans la composition spécifique et la productivité des espèces d'invertébrés zooplanctoniques, les espèces brouteuses (par exemple les espèces de Cladocères du genre *Daphnia*) étant favorisées par rapport aux espèces des autres groupes trophiques ;
- des modifications dans la biomasse, la productivité et la composition spécifique des invertébrés benthiques du fait de la raréfaction/disparition des espèces les plus sensibles et de la prolifération des espèces brouteuses, tolérantes (par exemple les gastéropodes du genre *Lymnaea*) aux dépens des autres groupes trophiques ;
- une perte de diversité spécifique des peuplements zooplanctoniques et d'invertébrés benthiques.

La relation entre concentration en nutriments, biomasse algale, biomasse des consommateurs primaires est modulée par le régime hydrologique, de sorte que la réponse des macro-invertébrés benthiques aux contaminations par les nutriments en rivière peut être considérée comme étroitement dépendante de la physiographie et du climat, car fortement influencée par le régime de perturbation hydrologique. Inversement, l'effet des changements climatiques sur les peuplements d'invertébrés aquatiques peut être largement modulé par

l'amélioration locale de la qualité physico-chimique de l'eau (notamment la réduction des teneurs en phosphore observée dans de nombreux grands cours d'eau européens), qui peut contribuer au retour d'espèces polluo-sensibles même si la tendance sur le long terme est à une augmentation significative de la température de l'eau et à une réduction du débit. De même, l'effet d'ombrage généré par la ripisylve dans les cours d'eau de petite taille et de taille moyenne peut être un facteur de contrôle important de l'eutrophisation (jusqu'à 44 % de réduction de la productivité phytoplanctonique), même si ses conséquences sur la concentration en oxygène dissous, la demande chimique en oxygène (DCO), les teneurs en ions ammonium, nitrate et phosphate dans l'eau sont limitées.

L'interprétation du seul signal eutrophisation par les macro-invertébrés benthiques est donc moins directe que pour les indicateurs d'impact basés sur la production primaire. Des recherches sont en cours pour extraire une information plus spécialisée que celle des indices généraux, grâce à l'analyse simultanée de plusieurs dizaines de métriques taxonomiques ou fonctionnelles caractérisant les assemblages de macro-invertébrés benthiques (logique de diagnostic). Ainsi, sur la base de la fréquence d'utilisation de métriques bio-écologiques par les assemblages d'invertébrés benthiques, il est possible de caractériser le risque d'altération par 16 types de pressions anthropiques, de plusieurs centaines de sites situés sur des cours d'eau peu profonds de France métropolitaine. Les 16 types de pression étudiés incluent notamment les « matières organiques », les « nitrates », les « autres composés azotés » et les « composés phosphorés ».

Le futur de la surveillance

Mesurer des paramètres complémentaires

Il est généralement admis qu'il existe une bonne connaissance qualitative des processus mis en jeu dans l'eutrophisation, mais l'influence quantitative sur les processus écologiques et les changements dans la structure des communautés ne sont pas encore bien connus. Considérant la complexité du processus d'eutrophisation, il apparaît que tous les paramètres de contrôle, avec effets positifs ou négatifs, ne sont pas pris en compte par les stratégies de surveillance de l'eutrophisation.

En ce qui concerne les apports de nutriments, les apports atmosphériques sont peu mesurés alors qu'ils peuvent représenter une part non négligeable des apports totaux dans certaines régions. Les teneurs en phosphore des sols sont aussi peu mesurées, et il serait particulièrement utile de les connaître. L'étude du sédiment apparaît également peu prise en compte dans les évaluations, et les informations obtenues sur le système pélagique et la colonne d'eau ne peuvent pas être interprétées dans leur ensemble.

La limitation de la production primaire planctonique pourrait être étudiée à travers l'étude du ratio de Redfield décrivant la composition moyenne en carbone, en azote et en phosphore de la biomasse phytoplanctonique, ou à travers la mesure du rapport des flux accessibles aux algues pour les divers éléments, et non celui des stocks disponibles

à l'instant de la mesure ; c'est-à-dire de passer d'une évaluation statique à une évaluation dynamique du ou des facteurs limitants.

Il serait intéressant de combiner la mesure de la concentration en chlorophylle avec une mesure de processus comme celle de la production primaire.

Pour le phytoplancton, les réflexions tournent autour d'une évaluation holistique de la dynamique planctonique basée sur l'utilisation conjointe de trois indicateurs intégrant : l'étude de groupes fonctionnels ou forme de vie, l'utilisation des séries temporelles de la biomasse du phytoplancton et de l'abondance du zooplancton afin de suivre les changements significatifs de la production planctonique, les indices de diversité prenant en compte le nombre d'espèces ou la dominance des espèces.

Concernant les efflorescences de microalgues nuisibles (HABs), l'enjeu est de comprendre quelle efflorescence est liée à l'eutrophisation et pourquoi une espèce particulière réagit à certaines conditions de nutriments, même si d'autres facteurs entrent aussi en jeu.

Il est important d'étudier les liens entre l'eutrophisation, le changement climatique et l'acidification des eaux marines, et de considérer les effets cumulatifs et synergétiques lors de l'évaluation de l'état des écosystèmes. En ce qui concerne les effets des changements climatiques et de l'acidification, les programmes d'observation n'intègrent pas systématiquement les paramètres-clés du système à savoir le pH, le pCO_2 , l'alcalinité totale, le carbone inorganique dissous. Par conséquent, il n'existe pas d'indicateur intégrant ces paramètres. Pourtant, il n'est pas improbable que ces effets contrebalancent les efforts consentis en termes de réduction des apports en nutriments.

Pour les indicateurs biologiques portant sur les autres groupes que celui des producteurs primaires, comme cela a été dit dans la partie ci-dessus, des recherches sont en cours pour extraire une information plus spécialisée que celle des indices généraux.

I Quantifier des incertitudes et optimiser des fréquences des suivis

Actuellement, l'évaluation des nutriments dans les cours d'eau porte sur deux types d'indicateurs : d'une part, la mesure *in situ* de concentrations ramenées ensuite à des statistiques (moyennes, extrêmes ou ratios pondérés par les débits) et, d'autre part, l'estimation des flux, ramenés généralement à la surface du bassin-versant. Ces indicateurs sont quantifiés par saison, par année, ou plusieurs années, à l'aide de modèles pour reconstituer des événements non mesurés.

En dehors des suivis pilotes mis en place sur quelques sites spécifiques, l'évaluation de ces indicateurs est réalisée à partir des suivis réguliers, réglementaires, de fréquence mensuelle, dans le meilleur des cas bimensuelle. Or cette fréquence n'est souvent adaptée que pour les grands bassins et pour les nutriments dont la concentration varie peu, comme c'est le cas souvent pour les nitrates qui présentent un comportement saisonnier assez prédictible. Pour les bassins de plus petite taille dont l'hydrologie est plus réactive et pour

des nutriments sous forme particulière comme P, un échantillonnage mensuel conduit à des estimations des indicateurs assortis d'une forte incertitude.

Pour estimer les flux de nutriments, il existe une vingtaine de méthodes qui permettent de combiner une donnée haute fréquence (le débit) avec une donnée discrète (la concentration en azote, en phosphore ou tout autre élément), regroupées généralement en deux grands groupes : les méthodes de régression, permettant d'estimer les concentrations des jours non échantillonnés par des relations empiriques faisant intervenir le débit, la saison, parfois la turbidité pour les éléments particuliers ; les méthodes de concentrations moyennes, qui consistent à multiplier des concentrations moyennes avec des débits sur des périodes spécifiques. Ces méthodes classiques sont encore largement utilisées pour l'évaluation des flux bien qu'elles ne soient pas entièrement satisfaisantes et qu'elles produisent des estimations imprécises. C'est notamment le cas pour des données de concentrations éparses ou lorsque le jeu de données ne rend pas compte d'une gamme représentative de concentrations et de débits ; ou encore lorsque la relation n'est pas linéaire (exemple des nutriments) ; ou que le nuage de points est assez dispersé et ne montre pas de relation particulière entre concentration et débit. Deux techniques sont alors mobilisées. Une première technique consiste à segmenter la régression générale en plusieurs sous-régressions. Il s'agit d'identifier des relations différentes suivant la période de basses eaux et hautes eaux, suivant la saison, suivant la période de montée des eaux ou de décrue, ou par période pluriannuelle s'il y a eu une tendance spécifique identifiée dans les données. Cette méthode nécessite ainsi une analyse *a priori* du fonctionnement du bassin-versant pour identifier des périodes homogènes de fonctionnement (régime similaire des exportations avec relation univoque concentration-débit, etc.). Une seconde technique consiste à utiliser un modèle multivarié en faisant intervenir plusieurs variables explicatives, sans émettre d'hypothèses sur les modifications dans les relations concentrations-débits.

Malgré de nombreuses études, le choix de la méthode, c'est-à-dire celle qui produit des estimations peu biaisées et précises, n'est pas simple. Des études récentes proposent une hiérarchie des méthodes suivant l'exposant de la relation concentration-débit pendant la période de hautes eaux et la valeur d'un indicateur de variabilité des débits. D'autres études proposent d'utiliser une seule méthode qui englobe tendance, saisonnalité et relation avec les débits, avec une estimation automatique des poids de ces composantes suivant les données analysées.

Cependant, pour une méthode donnée, des travaux actuels recherchent les facteurs explicatifs de l'incertitude, l'idée étant de trouver pour l'indicateur candidat des abaques permettant de relier les incertitudes aux fréquences des suivis et à des indicateurs de variabilité des débits et des concentrations. Les abaques peuvent alors être utilisés de deux façons : d'une part, pour affecter une incertitude aux suivis déjà réalisés depuis 20 à 30 ans afin d'étudier les tendances évolutives ; d'autre part, pour proposer des fréquences de surveillance pour des sites et des nutriments spécifiques pour obtenir des estimations avec faible incertitude.

Tableau 3.12. Catégorisation des flux, de leur biais et de leur incertitude.

Statistique	Solutés	Catégories des erreurs		
		Bon	Passable	Mauvais
Biais	SO ₄ ²⁻ , Si, DOC	± 3 %	-6 % à -3 % et 3 % à 6 %	> ± 6 %
Biais	NO ₃ ⁻	± 5 %	-10 % à -5 % et 5 % à 10 %	> ± 10 %
Précision annuelle	SO ₄ ²⁻ , Si, DOC	< 5 %	5 % à 10 %	> 10 %
Précision annuelle	NO ₃ ⁻	< 10 %	10 % à 20 %	> 20 %
Précision mensuelle	SO ₄ ²⁻ , Si, DOC	< 10 %	10 % à 20 %	> 20 %
Précision mensuelle	NO ₃ ⁻	< 20 %	20 % à 40 %	> 40 %

DOC : carbone organique dissous. D'après : Aulenbach *et al.*, 2016.

Par exemple, le tableau 3.12 donne à titre indicatif une classification des incertitudes par type de nutriment (Si, NO₃⁻, DOC) pour des estimations de flux mensuels et annuels. On observe qu'une faible incertitude (*good error*) est obtenue pour la silice et le carbone organique dissous pour un biais $\leq \pm 3\%$ et une précision $\leq \pm 5\%$, alors que, pour les nitrates, les seuils sont plus importants ($\leq \pm 5\%$ pour le biais et $\leq \pm 10\%$ pour l'imprécision). De même, une évaluation des flux à l'échelle mensuelle est par construction plus incertaine qu'une évaluation à l'échelle annuelle ou pluriannuelle ; les erreurs ayant tendance à se compenser sur des périodes plus longues.

■ Nouveaux outils et nouvelles formes de surveillance

Les capteurs

Le recours à des capteurs *in situ* reste encore limité dans la surveillance opérationnelle et scientifique, malgré des avancées technologiques récentes pour de nombreux paramètres comme de meilleures précisions, de faibles dérives, une continuité et une représentativité de la mesure, une large autonomie énergétique, une meilleure robustesse, une protection renforcée contre le *biofouling*, la transmission des données, la gestion à distance, etc. Les performances des capteurs sont cependant variables selon le paramètre considéré.

Les capteurs de fluorescence de la chlorophylle sont de plus en plus considérés en milieu marin ou continental comme suffisamment robustes pour déterminer la biomasse phytoplanctonique et la production primaire ou nette, bien que le phénomène de *quenching* non photochimique (mécanisme de protection des pigments contre la photodestruction) fasse chuter le rendement de fluorescence aux heures les plus ensoleillées de la journée et aboutisse alors à une sous-estimation de la biomasse chlorophyllienne ; ces capteurs peuvent aboutir cependant à des résultats plus robustes qu'un comptage cellulaire épisodique pour analyser des évolutions à long terme. Le capteur d'oxygène permet

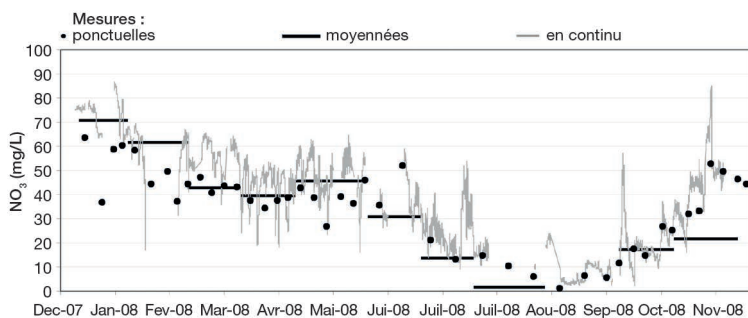
aussi de diagnostiquer les périodes de forte production algale (sursaturations ou sous-saturations d'oxygène) ou de dégradation de la matière organique qui peuvent engendrer des hypoxies, voire des anoxies. L'avantage de ces capteurs réside dans une surveillance des phénomènes impulsifs, notamment les efflorescences algales. L'atténuation, voire l'annulation des dérives des sondes avec des systèmes de nettoyage des biofilms, est de plus en plus performante. Cependant, les calibrations par rapport à des mesures ponctuelles restent nécessaires, notamment en période de fort développement végétal (une ou deux fois par mois).

Les capteurs de pH, de turbidité, de température et de conductivité sont également robustes et permettent de mieux appréhender les conditions physico-chimiques et leurs évolutions, notamment pendant les périodes de fort développement végétal et de dégradation de la matière organique.

Les capteurs de nitrate ont commencé à donner des résultats probants depuis environ cinq ans. La figure 3.2 illustre la différence entre une donnée en continu de nitrate, un échantillonnage classique manuel (mais fréquent) et un échantillonnage composite, qui permet de mesurer les flux moyens par période de temps donnée. Les systèmes de mesure automatique du phosphore sont encore en phase de test. Dans les rivières où le phosphore est prédominant sous forme particulaire, le couplage entre des mesures de phosphore ponctuelles classiques et la mesure en continu de la turbidité ou des débits et pluies permet de constituer des relations relativement fiables entre turbidité et concentration en phosphore total.

Ces capteurs peuvent être installés sur presque tous les supports : ponton flottant dans les fleuves et les plans d'eau, sur le bord des rivières, sur des bouées en mer, dans les estuaires et les plans d'eau, sur des bateaux ou encore sur des véhicules autonomes sous-marins afin de surveiller une vaste zone marine. Les sondes multiparamètres peuvent

Figure 3.2. Comparaison de trois types de mesures des concentrations de NO_3^- , ponctuel, moyenné (SC Sampler) et continu.



Source : Rozemeijer *et al.*, 2010.

aussi être immergées à différentes profondeurs pour étudier la stratification des plans d'eau par exemple.

Les images satellitaires

Les images satellitaires, utilisées d'abord dans le milieu marin, commencent à être diffusées pour les plans d'eau et les milieux estuariens. Leur utilisation en complément des mesures *in situ* est très intéressante pour plusieurs raisons :

- une augmentation de la fréquence de passage des satellites – plusieurs fois par mois ;
- une visualisation spatiale de la surface d'intérêt (au lieu d'une mesure d'un seul point représentatif) ;
- un coût qui devient compétitif par comparaison avec les mesures *in situ* ;
- une possibilité d'étalonner des modèles de paramètres sur les mesures *in situ*.

En milieu marin, la concentration en chlorophylle et la transparence des eaux sont traditionnellement appréciées par les mesures du pigment chlorophyllien et l'utilisation du disque de Secchi. Ces deux variables peuvent être désormais appréciées à travers des mesures de la couleur de l'eau (*Satellite Ocean Color Measurements*) et l'utilisation d'un coefficient d'atténuation à 490 nm, respectivement. C'est un domaine en pleine expansion. Par exemple, les données satellitaires ont permis d'établir, pour les deux derniers cycles d'évaluation DCE de six ans, des cartes mensuelles de la chlorophylle de surface, ainsi que celle du percentile 90 de chlorophylle de surface sur la période productive mars-octobre pour l'ensemble des eaux côtières de France métropolitaine.

En milieu terrestre, jusque très récemment, les images satellitaires étaient encore exploitées de manière indirecte (étude de l'occupation des sols pour en déduire la situation globale d'un site) ou qualitative (détection des changements entre deux images pour réaliser une analyse par classification et identifier des catégories de masses d'eau ou bien encore la présence de végétation aquatique envahissante). Cependant, la littérature scientifique fait depuis peu état de résultats significatifs indiquant la possibilité d'estimer avec précision des indicateurs de qualité de l'eau (concentration en chlorophylle *a*, concentration de matière particulaire en suspension, turbidité, transparence de l'eau) en inversant le signal radiométrique mesuré par des capteurs satellitaires de type imageur ou radiomètre (on pourra citer MERIS, LANDSAT, SPOT, IKONOS, WORLDVIEW). L'avantage de ce type de mesure est d'être rapide lorsqu'un nombre important de lacs est à analyser ou lorsqu'une information spatialisée est nécessaire comme pour les modèles d'eutrophisation des plans d'eau les plus récents qui utilisent les images satellitaires pour prédire la production primaire spatialisée. Cependant, plusieurs articles soulignent qu'une simple mesure de chlorophylle n'est pas suffisante. Des notions de composition taxonomique sont indispensables pour avoir une évaluation correcte du niveau d'eutrophisation du lac. En effet, il est important d'avoir la connaissance des classes algales qui dominent le compartiment phytoplanctonique : une biomasse dominée par des Desmidiées (souvent caractéristiques de milieux méso- à oligotrophes) n'a pas le même sens qu'une biomasse dominée par des cyanobactéries (souvent caractéristiques de milieux eutrophes) en termes d'évaluation du niveau trophique. Par ailleurs, l'imagerie

satellitaire ne permet pas d'avoir accès à des mesures sur les différentes profondeurs, ce qui est limitant surtout pour les lacs présentant des maximums de chlorophylle autour de 5 à 15 m (exemple des lacs alpins).

Nouvelles formes de surveillance

De façon encore discrète, on observe depuis quelques années en France l'émergence de dispositifs de surveillance de l'eutrophisation qui se construisent en marge ou en complément de la recherche scientifique ou de l'action institutionnelle à visée réglementaire. Ces dispositifs ont en commun de porter principalement sur l'observation *in situ* des phénomènes d'eutrophisation, à partir de leurs manifestations les plus visibles (mortalités d'animaux ou de végétaux, clarté et coloration de l'eau, développement d'algues, etc.). La photographie est le médium privilégié pour en rendre compte, accompagnée ou non de métadonnées et d'une géolocalisation, la mise en commun des données par le canal numérique offrant de nombreuses possibilités d'interaction entre les acteurs.

Ces dispositifs sont de deux natures. Les premiers émanent de porteurs d'enjeux impliqués dans la dénonciation des causes et des conséquences de l'eutrophisation d'origine anthropique : appuyés sur des associations de protection de l'environnement, ils mobilisent à la fois des réseaux naturalistes anciennement constitués et des personnes plus récemment impliquées, de cultures et d'origines plus diverses. Ces réseaux sont particulièrement développés pour l'observation des marées vertes en Bretagne et dans les régions limitrophes depuis la fin des années 2000.

Les seconds s'appuient sur des initiatives scientifiques. Ils sont encore peu développés, mais l'exemple des réseaux Ecoflux (centré sur les mesures de qualité de l'eau aux exutoires des fleuves côtiers) et Phénomère (centré sur l'observation des efflorescences de microalgues en milieu marin) peut être cité. Phénomère, créé en 2013, associe plusieurs instituts de recherche et associations spécialisées dans l'observation du milieu marin et l'éducation à l'environnement. L'objectif du réseau est de développer la contribution des citoyens à l'observation des proliférations de microalgues.

Quoique leurs ressorts et leurs logiques d'action soient bien distincts, ces deux types de dispositifs relèvent du champ des sciences participatives, dans le sens où ils s'appuient sur la mobilisation et l'articulation de différents types d'expertise, dont l'expertise scientifique, au profit d'un approfondissement et d'une diffusion de la culture scientifique sur les dynamiques des écosystèmes. L'émergence de dispositifs de veille et de surveillance témoigne de la dynamique sociale des problèmes d'eutrophisation, marquée par une prise de conscience progressive et une publicité parfois très marquée au cours des années 2000.

4. Vers la remédiation : prédictibilité, voies de remédiation et gestion intégrée

Les approches de remédiation de l'eutrophisation peuvent être divisées en deux grandes catégories : celles agissant sur les symptômes, et celles agissant sur les causes. Tandis que les actions sur les symptômes restent délicates et souvent dédiées à des hydrosystèmes de petite taille, les stratégies de lutte contre les causes, à la source, sont indispensables, en amont d'autres mesures de remédiation.

Les politiques, les technologies et les investissements pour traiter les pollutions ponctuelles ont été efficaces. Des gains d'efficacité sont encore nécessaires, mais des voies existent et sont bien identifiées. Concernant les pollutions diffuses, les solutions à apporter sont par nature plus complexes : elles dépendent en effet de facteurs climatiques, topographiques, géologiques et pédologiques, de la structure des paysages et des écotones entre domaine terrestre et aquatique, des activités humaines actuelles et passées (systèmes agricoles, modes d'urbanisation, etc.), dont les leviers sont souvent externes au territoire concerné. Ces stratégies doivent donc s'insérer dans des plans de lutte globaux et bien apprécier les impacts induits autres que ceux des cibles ou processus visés.

De nombreux bassins se sont engagés vers des politiques d'infrastructures vertes¹⁰, qui, bien agencées sur les territoires, sont largement bénéfiques. Cependant, les plans d'engorgement d'application de bonnes pratiques environnementales (BMPs *Best Management Practices* dans la littérature anglo-saxonne), qui ont reposé essentiellement sur le volontariat, ont montré, par exemple dans les bassins de la baie de Chesapeake, que le défaut d'adhésion en des points-clés du territoire, par refus de certains riverains, peut amoindrir l'efficacité de ces plans ; les retours d'expérience de ces plans ambitieux ont aussi montré que la

10. <http://www.eea.europa.eu/fr/articles/infrastructure-verte-mieux-vivre-grace> (consulté le 28 novembre 2017). Une infrastructure verte est un réseau constitué de zones naturelles, semi-naturelles et d'espaces verts qui offre de nombreux « services » écosystémiques fondement du bien-être humain et de la qualité de vie. L'infrastructure verte peut offrir de multiples fonctions et avantages sur le même territoire. Ces fonctions peuvent être environnementales, comme la protection de la biodiversité ou l'adaptation au changement climatique ; sociales, comme la planification des systèmes d'évacuation des eaux ou des espaces verts et économiques, comme la création d'emplois et l'augmentation des prix de l'immobilier. Contrairement à l'infrastructure grise, foncièrement limitée à des fonctions uniques telles que le drainage ou le transport, l'infrastructure verte se distingue par son potentiel à répondre simultanément à plusieurs problèmes.

stratégie de lutte par l'instauration d'espaces préservés n'était pas sans limites, ces espaces pouvant devenir saturés en phosphore. Ce sont donc des arguments en faveur de l'exigence de réduction des nutriments à la source, que les pollutions soient diffuses ou ponctuelles.

La lutte pour la réduction des sources peut s'avérer socialement et économiquement délicate. Elle reste néanmoins le passage obligé de tout plan efficace, et c'est donc sur le temps long et dans une large concertation que doit se construire cette réduction. Dans ces contextes à variables multiples, et dont l'action s'opère dans le temps, la modélisation s'avère de plus en plus comme un outil nécessaire pour accompagner l'action, permettant de mieux anticiper les effets à attendre des plans d'action et d'aider ainsi à leur élaboration.

Les principes d'action et les techniques d'ingénierie agissant sur les symptômes de l'eutrophisation au sein des écosystèmes aquatiques seront d'abord abordés puis, dans un deuxième temps, ceux agissant sur les causes, que ce soit sur les pollutions domestiques ou agricoles. Ensuite, les approches économiques de la remédiation seront présentées et discutées. Les capacités et les limites des modèles, vis-à-vis de leur capacité à prédire l'effet de stratégies de remédiation et à accompagner la définition et la mise en place de plans d'action seront analysées. Enfin, la notion de gestion intégrée sera explicitée et discutée pour voir comment elle peut permettre de dépasser des visions segmentées souvent envisagées par le passé, d'objectiver les connaissances et les lacunes pour accompagner l'action et faire évoluer des territoires ayant à faire face à des phénomènes d'eutrophisation.

La gestion des sources agricoles et urbaines de nutriments a été très détaillée dans des ESCo récentes, notamment l'ESCo Élevage et azote (Peyraud *et al.*, 2012) et l'ESCo MAFOR (Matières fertilisantes organiques, Houot *et al.*, 2014), l'expertise sur les intercultures et l'étude sur les « freins et les leviers à la diversification ». Néanmoins, la première n'a porté que sur l'azote, alors que nous nous attachons ici à l'azote et au phosphore depuis les sources jusqu'aux émissions. L'ESCo MAFOR a bien traité des risques et des leviers relatifs à la gestion de ces deux nutriments, mais n'a pas traité des transferts jusqu'aux hydrosystèmes ni des risques en termes d'eutrophisation. Ce chapitre fera donc quelques rappels de connaissance, avant de dresser les grandes voies d'amélioration de la gestion des nutriments. On pourra également se reporter au travail réalisé dans le cadre de l'action européenne COST *Nutrient mitigation options for surface water* qui a dressé l'inventaire de mesures correctives (Schoumans *et al.*, 2011) ainsi qu'à un travail récent fait par une équipe allemande (Ibisch *et al.*, 2017).

Actions sur les symptômes de l'eutrophisation : principes et limites

LES TECHNIQUES AGISSANT SUR LES SYMPTÔMES des systèmes à travers des leviers physiques poursuivent les objectifs génériques suivants : diminuer le temps de résidence

ou déstratifier la colonne d'eau. Il s'agit alors soit d'apporter de l'eau aux cours d'eau lors de périodes-clés, ce qui est possible lorsqu'il existe des réservoirs amont suffisants et que la tension entre usages et coûts de transaction le permet ; soit d'agir mécaniquement sur le brassage des eaux d'un lac, d'un réservoir. Dans les deux cas, ces actions ne peuvent être envisagées qu'au cas par cas, celles-ci étant très dépendantes des contextes locaux.

Plusieurs tentatives pour jouer sur les leviers chimiques ont été publiées dans la littérature. Une des premières, pour lutter contre l'hypoxie ou l'anoxie des zones profondes, est de réoxygéner artificiellement le milieu. Ce principe trouve assez vite ses limites quand il s'agit de l'appliquer par exemple à la mer Baltique, où les modèles calculent un besoin annuel de 2 à 6 millions de tonnes d'O₂, ce que certains évaluent à quelque 19 000 à 55 000 wagons de chemin de fer d'oxygène liquide ! Par ailleurs, la réoxygénation rapide des eaux risque de favoriser la colonisation de vers fousseurs qui pourraient, par leur action de fouissage, transférer les contaminants des sédiments vers la colonne d'eau. Parmi les autres méthodes d'ingénierie chimique, on signale les produits qui favorisent la précipitation du phosphore comme la chaux, l'aluminium, les sulfates ou les chlorures de fer. Ces procédés utilisés en station d'épuration sont cependant onéreux et ont des effets connexes, notamment sur le cycle de l'azote. Les techniques d'extraction et de traitement des sédiments sont aussi citées, par exemple par de la cendre de charbon en granulés ou des produits chimiques comme le polychlorure d'aluminium. Ces techniques sont également onéreuses, ont une portée géographique limitée et leurs effets sur le long terme ne sont pas bien cernés, avec de potentiels relargages incontrôlés d'autres molécules accumulées, notamment des métaux ou du phosphore, qui peuvent à terme constituer des risques.

À côté de ces techniques agissant sur la physico-chimie des masses d'eau, d'autres techniques agissent sur le compartiment biotique. Certaines cherchent à détruire directement les algues, par emploi d'algicides comme le sulfate de cuivre, qui n'est pas un produit exempt de toxicité pour les autres organismes biologiques, ou par le peroxyde d'oxygène, sélectif pour les cyanobactéries (pas d'effet connu sur les algues eucaryotes et sur les plantes supérieures), mais dont l'emploi doit être répété. Ce dernier produit est très cher et ne peut être employé que dans de petits systèmes (exemple des retenues). Son effet sur les micro-organismes et leur rôle dans le recyclage des nutriments est encore inconnu. En milieu marin, la dispersion directe d'argiles sur les proliférations de microalgues présentant des effets toxiques a été employée autour de fermes piscicoles et conchylicoles. Cependant, il semble que l'addition répétée d'argiles entraîne des perturbations dans la croissance du bivalve fousseur *Mercenaria mercenaria*.

Enfin, il y a eu un engouement certain dans les années 1980 pour la biomanipulation, surtout dans les lacs peu profonds. Comme pour la réoxygénation, le principe de base était logique : en jouant sur les rapports prédateurs-proies et en favorisant le compartiment des brouteurs d'algues, on imaginait pouvoir réduire les proliférations algales, augmenter la profondeur de pénétration lumineuse et la clarté générale des milieux. C'est ainsi que d'importants tonnages de poissons planctonophages ont été pêchés et extraits de nombreux

lacs, et introduits dans des hydrosystèmes eutrophisés. Le retour d'expérience de ces tentatives est très mitigé, avec des effets à court terme parfois spectaculaires, allant dans le sens escompté, mais avec un retour rapide (environ cinq ans) aux conditions de prémultiplication. Les auteurs d'une récente synthèse concluent : « Les manipulations biotiques dans le lac ne sont utiles que pour renforcer un dispositif de restauration, traiter les symptômes et maintenir temporairement une haute qualité environnementale jusqu'à ce que la charge interne (en nutriments) ait pu être significativement réduite. » En milieu marin, si la restauration des espèces qui exercent un contrôle sur le phytoplancton, comme les populations naturelles de bivalves filtreurs, ne peut vraiment servir de lutte contre l'eutrophisation, elle peut s'avérer efficace pour accompagner un retour vers l'oligotrophie de certains écosystèmes côtiers, la récolte des bivalves constituant une exportation de nutriments de l'écosystème. Mais les élevages de bivalves modifient les cycles biogéochimiques des nutriments, en particulier le recyclage des nutriments dans leur environnement immédiat, et les activités conchylicoles peuvent parfois être aussi des vecteurs d'anoxie.

La collecte des macrophytes échouées est également une technique qui est mise en œuvre, non pas comme solution de remédiation des symptômes de l'eutrophisation, mais tout simplement comme solution curative. Elle favorise l'exportation des nutriments de l'écosystème et limite les anoxies liées à la décomposition des végétaux. Les tapis de macroalgues collectés peuvent être valorisés. Cette collecte représente cependant un coût important.

Finalement, ces actions ne peuvent être généralisées ni constituer des solutions pérennes. Elles peuvent aider à réguler un symptôme, au cas par cas, sur des écosystèmes aquatiques de petites surfaces, le chiffre de moins de 50 ha étant cité pour les actions physico-chimiques. Des études d'impact préalable des effets potentiels sur les organismes biologiques présents dans ces hydrosystèmes devraient systématiquement précéder leur emploi.

Actions sur les causes de l'eutrophisation : principe et limites

I Actions sur les sources domestiques

L'augmentation de la population, sa concentration dans des villages ou des centres urbains, a conduit à la génération de volumes importants d'eaux usées. Cette concentration pose la question des systèmes de collecte des eaux usées et des eaux pluviales, puis de leurs traitements, qu'ils soient gérés de manière collective ou individuelle. Certains aspects de cette chaîne ont des dimensions techniques qui ne sont que très peu abordées dans la littérature scientifique.

Une réduction à la source

Une première voie de remédiation est la réduction à la source, c'est-à-dire dans la composition des produits domestiques consommés. Pour le phosphore, une réduction à la source a été introduite en 2007 par la réglementation relative aux détergents textiles domestiques.

Depuis, la charge imputable à cette source (lavage textile) peut être considérée comme négligeable en France. Si cette réduction était aussi appliquée aux détergents de lave-vaisselle ménagers (règlement européen 259/2012 concernant les usages ménagers), on estime à 0,2 g de P par jour et par personne (de l'ordre du 10 % du flux généré) la réduction supplémentaire à la source, ce qui aurait des implications positives sur le bilan financier et environnemental du traitement des eaux usées en zone sensible. La plus grande source provenant de la physiologie humaine (urine et fèces), une alimentation humaine mieux adaptée pourrait constituer un objectif de réduction à la source.

Une meilleure évaluation des volumes à traiter

Les ouvrages d'épuration reçoivent en général plusieurs sources de pollution qui ont des origines domestiques, mais aussi industrielles et tertiaires. Leurs objectifs sont définis en termes de volume à traiter. En agglomération, il est fréquent qu'une partie des pollutions industrielles soit rejetée au réseau collectif. Ce rejet au réseau collectif pour complément de traitement est défini très précisément dans une convention (avec enjeu financier) entre industriel et maître d'ouvrage du réseau. Les flux générés par les activités économiques du secteur tertiaire ou des industries sont difficilement documentés du fait de leur spécificité. L'ensemble de ces sources génère une grande variabilité des sources entrantes en stations d'épuration qui, selon les exigences de leur cahier des charges, sont dimensionnées pour répondre aux objectifs de traitement dans les diverses situations, notamment climatiques (temps sec, temps de pluie, etc.). Les données issues de l'autosurveillance des systèmes d'assainissement constituent une source importante d'information pour évaluer les flux de pollution à traiter.

L'unité de base utilisée pour caractériser une pollution d'origine domestique repose sur la valeur théorique définie dans la directive européenne du 21 mai 1991 par l'équivalent-habitant (EH) : un EH correspond à 60 g de Demande biologique en oxygène à cinq jours (DBO_5). Les paramètres azotés et phosphorés n'y sont pas définis. La charge domestique par habitant est de mieux en mieux estimée par des données récentes (masse journalière d'origine physiologique de 1,4 g de phosphore total [dont 1,1 g de $P-PO_4^{3-}$] et de 9,3 g d'azote total [dont 8,4 g de $N-NH_4^+$], celle-ci pouvant varier selon les personnes, leur alimentation, etc.).

Si le nombre théorique d'habitants raccordés au réseau et contribuant à la charge polluante à traiter est connu, le nombre d'habitants effectivement présents n'est jamais connu. En zone touristique par exemple, c'est un enjeu à la fois économique et environnemental pour les communes d'affiner les effectifs réels d'habitants lors des périodes de pointes estivales, mais aussi des habitants permanents, afin de dimensionner au mieux les ouvrages et leur adaptation à la pollution à traiter. Certaines adaptations sont faites en zone touristique et pour des périodes plus ou moins longues, sachant que le temps de mise à l'équilibre est de l'ordre d'un mois.

Pour l'assainissement non collectif, on considère qu'il concerne environ 20 % de la population française, soit pour son habitation principale, soit pour son habitation secondaire. L'enjeu de l'assainissement non collectif sur les masses d'eau est considéré

globalement comme négligeable, d'autant qu'il est réservé le plus souvent à l'habitat dispersé où la densité de population est faible. De plus, la réglementation impose que les rejets d'eaux usées traitées soient infiltrés sous réserve que des solutions techniques le permettent. Cependant, très localement, notamment dans des situations très en amont, des fuites peuvent être observées sur des petits écosystèmes aquatiques ou de petits cours d'eau situés à proximité de l'assainissement non collectif.

Des exigences sur les eaux usées traitées et les évolutions

Le besoin d'épuration est la conséquence de la concentration des charges polluantes en un point de rejet suite à l'établissement d'un réseau d'assainissement. Il répond à des enjeux environnementaux, mais aussi sanitaires. En 2015, la France comptait 21 079 stations de traitement des eaux usées qui représentaient une charge globale de 78 millions d'EH pour une capacité épuratoire de 104 millions d'EH. Les agglomérations de plus de 2 000 EH correspondaient à 3 795 stations de traitement des eaux usées, et représentaient une charge polluante de 73 millions d'EH, 18 % des stations traitant ainsi 94 % de la charge polluante.

Les stations de grande taille fonctionnent presque exclusivement par la filière d'épuration dite « des boues activées », basée sur le développement contrôlé de certaines bactéries. Ce sont aussi des bactéries qui sont responsables des dégradations des formes azotées, par oxydation des formes minérales en solution, puis formation d'azote gazeux. Alors que la déphosphatation a été très longtemps de type physico-chimique, elle est désormais possible par voie biologique en « boues activées ». Lorsque les exigences du milieu récepteur l'imposent (zones dites « sensibles à l'eutrophisation » selon la définition réglementaire des zones sensibles), des valeurs seuils de rejet à ne pas dépasser sont imposées à d'autres paramètres que la matière carbonée, telles que le phosphore et l'azote total. Pour un niveau de rendement de 80 %, la masse de composés phosphorés résiduelle rejetée dans l'eau est évaluée, en zone sensible, à 0,35 g de P par personne et par jour. En zone « sensible à l'eutrophisation » et pour des ouvrages traitant des flux journaliers supérieurs à 6 000 kg de DBO₅, les exigences sont maximales et les valeurs dans l'eau, en moyenne annuelle de 1 mg P/L pour le phosphore et de 10 mg N/L pour l'azote. Elles imposent une exploitation rigoureuse de l'ouvrage de traitement et une maîtrise forte des rejets de matières en suspension. Pour les ouvrages traitant des flux journaliers de moins de 600 kg DBO₅, les exigences sur les paramètres azoté et phosphoré sont fixées, si besoin en réponse à l'exigence du milieu, par arrêté préfectoral.

La masse de phosphore éliminée (qui ne se retrouve donc pas dans l'eau) est donc totalement dans les boues éventuellement épandues sur des terres agricoles. Bien géré, cet épandage est un moyen de recycler et de valoriser ce phosphore, s'inscrivant alors dans une logique d'économie circulaire.

Des traitements séparés des déjections humaines et des autres déchets tels les déchets industriels peuvent être privilégiés. De même, la collecte et le traitement séparés des déjections humaines, matières fécales d'une part, et urine d'autre part, peuvent être une voie pour favoriser les recyclages (exemples en Suède, en Allemagne, en Suisse, etc.),

les agriculteurs pouvant utiliser l'urine saine, c'est-à-dire exempte de germes pour la fertilisation, l'azote minéral étant principalement contenu dans les urines.

■ Actions sur les sources agricoles

La gestion des effluents d'élevage

Une appréhension de bilan des nutriments constitue une première étape indispensable pour la gestion des effluents d'élevage. Cette approche doit être spatialisée par parcelle, par type de sol et par système de culture. Il s'agit de quantifier les apports d'effluents (concentrations, spéciations, etc.), de prendre en compte les caractéristiques des sols et leur capacité à réguler ces apports, de faire appel à des modèles et des outils de gestion et de prévision des fuites azotées et phosphorées. La connaissance et les outils de gestion sont bien développés sur l'azote, beaucoup moins sur le phosphore. À l'échelle de l'exploitation, du territoire, le bilan doit inclure le bilan lié aux cultures et aux animaux, expliciter toutes les importations et exportations qui leur sont liées, y compris l'alimentation animale. Des indicateurs ont été proposés dans les régions d'élevage pour mieux estimer la dépendance des systèmes d'exploitation aux importations de nutriments sous toute forme (fertilisant, aliment, etc.). Cette approche de bilan n'est souvent pas réalisée et constitue une première étape indispensable pour rechercher les voies de remédiation qui peuvent être multiples (densité animale, race/productivité, modes d'alimentation, etc.).

Les flux de nutriments de ces effluents sont bien documentés au cours des différentes étapes allant de l'alimentation des animaux à l'utilisation agronomique des déjections. Les déjections animales (urines et fèces) mélangées aux eaux et aux litières forment les fumiers et les lisiers, ou effluents d'élevage. Ceux-ci sont principalement composés d'eau, de matières organiques complexes et de faibles quantités d'éléments minéraux. De l'excrétion par les animaux et tout au long de leur gestion, ces matières organiques vont subir différentes réactions biologiques et physico-chimiques qui vont engendrer, d'une part, des modifications des formes chimiques de ces éléments, et d'autre part des transferts vers le milieu naturel, notamment l'atmosphère. Les pertes de nutriments directs vers les eaux de surface par ruissellement lors des phases de stockage/traitement sont négligeables, si tant est que les volumes de stockage soient adaptés (la réglementation y pourvoit en principe).

Les nutriments présents dans les déjections animales proviennent de l'alimentation des animaux : la quantité rejetée par les animaux sous forme de déjections est la quantité ingérée moins la quantité assimilée par les animaux. La majorité de l'azote et du phosphore ingérés est excrétée (55 à 95 % pour N, et 58 à 80 % pour P), ce ratio dépendant principalement du type d'alimentation et de la quantité ingérée, du type d'animal et de son stade physiologique. Parmi ces facteurs, et pour un même type d'animal et de race, l'alimentation a donc un rôle majeur. Les études, tant sur le porc que sur la vache laitière, ont montré que la réduction de l'azote et du phosphore dans l'alimentation pouvait réduire significativement les rejets. L'azote est excrété dans les urines et les fèces, le ratio dépendant de l'alimentation, alors que le phosphore est excrété principalement dans les

fèces. Leur retour au sol, en totalité (élevage au sol) ou de manière spécifique à chacune de ces deux formes (élevage hors-sol), va donc introduire une différenciation des ratios N:P des apports au sol de matières organiques d'origine animale.

En ce qui concerne l'azote, il est important de noter que les déjections animales subissent au cours du stockage/traitement et de l'épandage une volatilisation atmosphérique (flux d'ammoniac $[NH_3]$ variant de 15 à plus de 60 % de l'azote excrété, flux de protoxyde d'azote $[N_2O]$ beaucoup plus faibles, de l'ordre de quelques pour cent au maximum). Cette émission est très variable, liée aux caractéristiques intrinsèques des déjections animales (pH, taux de matières sèches, etc.) qui vont elles-mêmes dépendre de l'alimentation des animaux, du type d'animal, des infrastructures d'élevage, des pratiques d'élevage, mais seront liées aussi aux conditions de stockage et d'épandage (température, pluviométrie, etc.), aux types de sols et de végétation lors de l'épandage, aux éventuels traitements appliqués (stockage en bâtiment, fosse extérieure, traitement, épandage, etc.). Les difficultés de quantification des flux sont liées à l'hétérogénéité spatiale et temporelle des applications. Ces flux contribueront aux dépôts atmosphériques, appelant un potentiel report de pollution de l'eau à l'atmosphère (p. 32), ces dépôts concernant les écosystèmes terrestres, mais aussi aquatiques.

En ce qui concerne le phosphore, il est important de noter que la quasi-totalité du flux rejeté par les animaux, ou par les effluents apportés depuis les élevages hors-sol, se retrouve excrétée ou épandue sur les sols agricoles, devenant alors partie intégrante du sol. Ces apports appellent une gestion précautionneuse du phosphore, en fonction du phosphore déjà présent dans le sol et de sa mobilité (taux de saturation en P, mobilité du P). L'élevage « confiné » (en bâtiment) conduit souvent, en l'absence d'un pilotage de la fertilisation, à l'épandage des effluents sur une surface relativement limitée, d'où des quantités par unité de surface dépassant largement les besoins des plantes, et une accumulation dans le sol (et en surface) du phosphore augmentant le risque de perte. Ce risque est augmenté pour le phosphore du fait du ratio N/P bas des effluents, en moyenne de 4 pour les effluents (mais de 2,5 pour la fiente de volaille), et très variable pour les plantes cultivées (voir ci-dessous). Si l'apport d'effluent est basé sur le besoin en azote des cultures, il y a le plus souvent accumulation de phosphore dans le sol. Or la dose d'utilisation des effluents d'élevage est le plus souvent pilotée par la gestion du N des cultures. La gestion conjuguée des nutriments est donc essentielle.

La gestion de la fertilisation en systèmes de grandes cultures

Il n'y a pas de relation simple entre les quantités d'azote et de phosphore apportées, le rendement des cultures et les fuites vers l'eau. C'est la raison pour laquelle la gestion des fertilisants ne tient pas de la simple addition ou soustraction. Il faut tenir compte des autres termes du bilan (reliquat, minéralisation des matières organiques, dépôt atmosphérique, fixation symbiotique, etc.). De nombreuses pratiques agricoles influencent ainsi cette relation : choix des espèces et des variétés cultivées, associations végétales et couverts d'interculture, types de fertilisants et mode d'application, gestion des résidus de culture, travail du sol, etc. Comme pour les systèmes d'élevage, une approche de bilan

constitue une première étape indispensable pour rechercher des voies d'optimisation des systèmes de culture et de leur fertilisation. Le raisonnement de la fertilisation azotée est encadré en France par la méthode du bilan des éléments. Elle consiste à calculer les termes du bilan de l'azote d'une culture sur sa période principale de croissance afin d'en déduire la dose prévisionnelle d'azote à apporter pour répondre aux besoins de la culture, suivant l'objectif de rendement fixé. Ce bilan est calculé sur la rotation culturale, intégrant la succession des cultures et les intercultures dont le rôle est positif dès lors que leur durée d'implantation est significative (voir l'étude de synthèse sur les intercultures). Les méthodes utiles ont été développées par ailleurs (voir Pellerin *et al.*, 2014, issu des travaux du RMT Fertilisation et Environnement). Cependant, chaque terme de ce bilan est source d'incertitudes qu'il convient de réduire pour éviter des apports en excès.

Le premier point critique est la détermination de l'objectif de rendement, base de beaucoup de méthodes de raisonnement, et qui peut ne pas être réalisé, du fait par exemple d'un climat peu favorable au développement des plantes, qui n'est visible qu'*a posteriori*, d'où une surfertilisation augmentant le reliquat postrécolte. Les réponses à cette difficulté sont un pilotage en temps réel, qui peut être mis en place suivant plusieurs principes d'évaluation de l'état nutritionnel des cultures. La mesure désormais courante du reliquat azoté et l'amélioration de la prévision de la minéralisation de l'azote au cours de la culture peuvent optimiser les conseils de fertilisation. L'amélioration de la prévision climatique saisonnière pourra également y répondre.

Le second point critique est l'hétérogénéité du sol et de l'état de la culture. On peut utiliser la télédétection ou la proxi-détection pour connaître l'évolution de l'état végétatif d'une culture. On estime que cette voie pourrait améliorer l'efficacité de l'utilisation des engrais (économie de 10 à 80 %) et une réduction de 30 à 50 % du reliquat d'azote, sans influence sur le rendement ou la qualité de la production. L'estimation précise de la minéralisation de la matière organique du sol est nécessaire pour une gestion précise de la fertilisation : ce flux quantitativement important n'est connu que de manière approximative.

On estime que, une fois le système de culture, le sol et le climat complètement décrits (ce qui n'est généralement pas le cas), le surplus peut être connu avec une incertitude de 10-20 % dans les systèmes de grandes cultures. L'incertitude sur les surplus est beaucoup plus petite dans les systèmes de grandes cultures que dans les systèmes liés à l'élevage (apports, composition, temporalité et distribution spatiale des apports), où elle est estimée à 30 à 50 %.

Les méthodes de raisonnement de la fertilisation phosphorée sont basées sur des modèles empiriques reposant sur des essais de longue durée et présentant un faible contenu mécaniste. Combinée à la variabilité internationale des méthodes d'analyse de terre, cette variété de modèles conduit à une variabilité de dose préconisée d'un facteur 1 à 3 pour une même situation. La teneur minérale des récoltes est un paramètre du calcul de la fertilisation, et donc une source d'incertitude car elle est variable selon la disponibilité en phosphore du sol.

La fertilisation doit mieux prendre en compte l'azote et le phosphore. Les cycles des nutriments sont plus fortement couplés dans le temps sous prairies que sous cultures

où les interventions agricoles introduisent ruptures et découplages. Les ratios N/P dans les récoltes (qui sont une base de calcul des bilans élémentaires) restent très variables (de 20 pour les légumineuses et oléagineux à 1,5 pour les céréales).

La gestion optimale de la fertilisation pour un système de culture, dans un contexte pédo-climatique donné, est indispensable et doit amener une diminution des pertes azotées et phosphorées. Elle n'est cependant pas toujours suffisante et des évolutions des systèmes de cultures doivent s'opérer. Les approches de bilan, identifiant les systèmes émetteurs ou les systèmes très efficaces, ainsi que les modèles testant des scénarios, sont utiles pour identifier des changements de systèmes de culture ou de production.

I Vers des changements systémiques dans les exploitations agricoles et les territoires ruraux

Intégrer l'enjeu de l'eutrophisation avec d'autres enjeux de l'agriculture est une première voie. L'agriculture peut avoir l'objectif, pour des raisons écologiques, mais aussi économiques, d'accroître l'efficacité de l'usage des nutriments, de tendre vers une moindre dépendance aux intrants (nutriments, pesticides) dans les systèmes de production agricole. Les voies, reposant sur des principes de l'agroécologie, sont basées sur le choix des espèces et variétés cultivées, sur des rotations optimisant l'utilisation des nutriments, alternant dans le temps et dans l'espace des cultures complémentaires, des cultures en mélange, permettant de mieux explorer les ressources du sol en nutriments, l'application de fertilisants adaptés aux conditions locales de sols, le développement d'inhibiteurs, d'engrais verts et résidus de culture, contrôlant la libération des nutriments, le développement des légumineuses permettant la fixation d'azote atmosphérique, un travail du sol simplifié et une couverture permanente du sol. Il s'agit de favoriser une alimentation animale à partir de productions végétales locales, de favoriser le recyclage des nutriments issus des filières animales, en traitant les effluents grâce à des stations d'épuration dénitrifiant l'azote et récupérant le phosphore, en utilisant des effluents urbains vers les sols et filières végétales, etc. Certaines de ces pistes sont développées en agriculture biologique. La gestion précise des nutriments reste cependant difficile dans les systèmes à très forts apports de matières organiques (élevage, systèmes légumiers, etc.), même dans des systèmes d'agriculture biologique.

Intégrer l'enjeu de l'eutrophisation avec d'autres enjeux environnementaux, dans une logique d'économie circulaire, est la seconde voie. Le phosphore est désormais déclaré par l'Union européenne comme une ressource limitée : sa gestion et son recyclage sont nécessaires, ne serait-ce que du point de vue économique. Par ailleurs, dans un contexte de réchauffement climatique, la consommation énergétique liée à la synthèse chimique de l'azote ou le transport des matières fertilisantes et de l'alimentation animale est une préoccupation actuelle forte. Il en est de même pour la question du stockage des matières organiques dans les sols et les océans, qui touche à la notion d'exportation et de séquestration du carbone atmosphérique, en synergie avec le stockage de l'azote et du phosphore. Ces enjeux de prise en compte d'une planète aux ressources limitées et

d'une nécessaire atténuation du changement climatique sont susceptibles de promouvoir des trajectoires plus globales, dans le cadre d'une transition écologique de l'agriculture et de filières de traitements des déchets. Il peut enfin s'agir de remettre l'Homme au sein de l'écosystème, en prenant en compte son système alimentaire, la manière dont il impacte les modes de production et les flux qui en découlent.

■ L'aménagement de l'espace : favoriser la rétention des nutriments

Deux concepts ont été introduits à des fins de gestion des paysages :

– le concept de zones contributives ou CSA (*critical source area*) s'applique aux zones à stocks de nutriments élevés et facilement mobilisables, dont la connexion hydrologique permanente ou temporaire avec le réseau hydrographique en fait la source principale de pertes en polluants. Il peut s'agir, pour le phosphore particulaire, de versants pentus bordant le cours d'eau, ou pour le nitrate, de parcelles drainées dont les exutoires se déversent dans le cours d'eau. L'intérêt opérationnel de ce concept est de redonner un caractère semi-ponctuel à une source diffuse, afin de faciliter l'action en la concentrant dans l'espace ;

– le concept de zones tampons s'applique aux zones le plus souvent non productives, voire non agricoles, situées entre les parcelles agricoles et le réseau hydrographique et dont les propriétés physiques ou biogéochimiques favorisent le piégeage ou la transformation des nutriments. Il s'agit par exemple, pour le phosphore particulaire, de bandes enherbées favorisant le dépôt des particules, ou pour le nitrate, de zones humides ripariennes (ripisylves) qui transforment ce nitrate en biomasse (prélèvement par la végétation) ou en gaz (dénitrification). L'intérêt opérationnel de ce concept est d'imaginer des aménagements paysagers abattant les émissions en provenance des parcelles.

De ces concepts est née l'idée de favoriser les capacités de rétention du paysage par des aménagements. Les pays d'Amérique du Nord et quelques pays d'Europe du Nord ont développé des modèles et des indices de risque, notamment pour le phosphore, basés sur ce concept. Ces indices intègrent la disponibilité en phosphore du sol, des éléments de bilans du phosphore, des facteurs de transport et de connectivité hydrologique (érosion, ruissellement, écoulement de subsurface). Ces outils dédiés à une gestion aux échelles du paysage viennent en complément des outils de gestion de la fertilisation à la parcelle. Des transpositions ont été proposées en France (Territ'eau). Ces concepts recouvrent des options très différentes : préserver, favoriser les structures et la diversité paysagère (assolements, utilisations du sol), recréer des structures de type talus, bandes enherbées ou zone tampon semi-naturelle, créer des zones humides artificielles et favoriser la diversification des assolements et des utilisations du sol.

Préserver et favoriser les structures et la diversité paysagère devrait être une priorité des politiques de prévention contre l'eutrophisation compte tenu du constat avéré que la simplification des paysages entraîne systématiquement une dégradation de la qualité des eaux. Si le bénéfice de la création de structures favorisant l'infiltration et réduisant le

ruissellement (talus, haies ou bandes enherbées sur les versants, perpendiculaires à la pente) a été clairement démontré pour le phosphore, il semble assez limité pour l'azote. À l'inverse, la mise en place de dispositifs de bas de versant (bandes enherbées longeant les ruisseaux ou zones tampons ripariennes) a un bilan plus mitigé sur le phosphore, surtout à long terme (tendance à la saturation, à la création de chenaux d'écoulement rapide, etc.), alors que leur bénéfice pour l'azote en tant que zones dénitrifiantes est largement démontré. Cependant, ce bénéfice ne saurait être exagéré, étant donné que la part des flux nitriques réellement interceptés est très variable, de l'ordre de 30 % dans les cas les plus favorables. Par ailleurs, une gestion adaptée du phosphore du sol peut être mise en œuvre (prairie fauchée, etc., exportant le phosphore). Il faut aussi mettre cet abattement potentiel en perspective avec le risque accru de transfert de pollution soit vers l'air (N_2O lors de la nitrification et de la dénitrification), soit vers l'eau (NH_4^+ , azote organique dissous), et aussi de phosphore dissous. Finalement, la difficulté de la mise en œuvre de telles actions tient d'une part à la maîtrise foncière des zones concernées, et d'autre part à la difficulté d'avoir une estimation fiable du bénéfice qui va en résulter. Si ces dispositifs sont utiles et à encourager, la surveillance de leurs sols est importante, dès lors que des entrées de nutriments sont importantes. Une mention particulière doit être faite pour les mesures de protection des cours d'eau vis-à-vis des activités agricoles et de l'abreuvement direct du bétail (clôtures), qui est un moyen simple et peu onéreux de diminuer cette source importante non seulement de phosphore et de particules, mais aussi de bactéries, produits médicamenteux, azote ammoniacal et organique, etc.

La création de zones humides artificielles, que l'on peut définir comme des zones rendues humides ou inondées par des interventions hydrauliques intentionnelles (creusement, pose de seuils ou de digues, captation de fossés, etc.), est, quand elle est bien conçue, un moyen efficace d'abaisser les teneurs en nitrate des eaux, d'autant plus efficace que ces eaux sont riches. Compte tenu de sa lourdeur de mise en œuvre et d'entretien, cette solution semble être restreinte à des cas de pollution ponctuelle ou semi-ponctuelle ou des situations de risque important. Toutefois, certains pays (Suède, Danemark) ont mis en œuvre des programmes de restauration importants.

L'afforestation (la plantation de forêt) et la mise en jachère longue durée (surfaces « diluantes ») sont clairement des moyens efficaces de diminution des pollutions agricoles, notamment lorsqu'ils sont employés pour des périmètres de captage. Des mesures moins radicales de diversification des paysages (augmentation des surfaces en couvert permanent, allongement des rotations, augmentation du nombre de variétés cultivées dans les assolements, etc.) ont également des effets bénéfiques, même si elles n'ont jusqu'à présent fait l'objet que de peu de tentatives de quantification. Leur efficacité a été montrée, notamment lorsqu'elles sont combinées à un raisonnement spatial (par exemple localisation préférentielle des prairies extensives ou d'itinéraires culturels spécifiques dans les fonds de vallées).

La mise à profit de la connaissance des processus à l'échelle des paysages est un atout précieux pour concevoir des actions de prévention ou de remédiation des émissions de nutriments vers l'environnement. Elle est complémentaire des actions au plus proche de la source (parcelles). Les principales difficultés sont, d'une part, leur caractère très variable

en fonction du contexte local, et, d'autre part, des problèmes de transfert de pollution entre nutriments (N *versus* P), entre compartiments (atmosphère-sol-eau) ou entre espèces chimiques (P soluble *versus* particulaire, NO_3^- *versus* NH_4^+ *versus* N organique, etc.).

Approches économiques de la remédiation

Évaluation des impacts de l'eutrophisation

Les trajectoires de remédiation ont fait l'objet de peu d'analyses rétrospectives des coûts engendrés. Les coûts des politiques environnementales sont en effet assez complexes à définir et calculer, qu'il s'agisse des coûts directs ou des coûts indirects. Les difficultés sont nombreuses : l'augmentation des contraintes environnementales peut avoir des effets différents sur la compétitivité des filières agricoles selon les pays, qui peuvent aller jusqu'à une délocalisation de la production agricole vers des pays aux standards environnementaux moins stricts ; s'il est relativement aisé de cerner les impacts de l'agriculture, il est beaucoup plus difficile d'en évaluer les bénéfices (production d'alimentation, biodiversité, héritage culturel, etc.), les espaces ouverts sont souvent considérés comme des acquis et les agriculteurs ne tirent pas crédit de ces externalités ; les coûts sont susceptibles de changer au fil du temps, avec les changements de technologie et les demandes des consommateurs ou usagers ; les pollutions ont souvent plusieurs causes, et le choix de lutter/l'affecter à l'une ou à plusieurs, simultanément ou alternativement, est loin d'être neutre sur les résultats économiques (agir contre l'azote et/ou le phosphore en agriculture, agir préférentiellement ou simultanément sur le secteur domestique ou agricole, ou encore arbitrer ou non entre pollutions diffuses et pollutions ponctuelles).

Des tentatives d'évaluation, en termes monétaires, des impacts de l'eutrophisation sur les eaux continentales, littorales et marines, ont été faites ces 10 dernières années essentiellement. Elles abordent quatre types d'enjeux :

- les impacts sur la qualité de l'eau, de l'environnement et sur le changement climatique,
- les impacts sur la santé humaine et le bien-être,
- les impacts sur les activités économiques,
- comment réinsérer l'eutrophisation dans une trajectoire circulaire.

Ces études indiquent qu'il n'est pas envisageable d'avoir une valeur globale de l'ensemble des impacts associés à l'eutrophisation.

Le travail de recensement des évaluations partielles réalisées identifie des questionnements et indique des ordres de grandeur des impacts en termes monétaires. Ces études ont été majoritairement réalisées aux États-Unis et pour la mer Baltique. Peu d'études d'évaluation économique ont été menées en France. Pour les eaux continentales, elles ont surtout porté sur les impacts relatifs à la qualité de l'environnement, à la santé et au bien-être, quelques-unes sur les impacts sur les activités économiques. L'évaluation économique des dommages sur l'environnement a pu être estimée jusqu'à 44 millions US \$ par an aux États-Unis pour la prévention de la perte de biodiversité aquatique liée à l'eutrophisation, et jusqu'à 2,2 milliards US \$

par an aux États-Unis pour la perte potentielle des usages récréatifs. Pour les eaux littorales, les études ont porté surtout sur les impacts de l'eutrophisation sur la santé humaine, les activités économiques, et, dans une moindre mesure, sur les coûts de ramassage, de traitement et de valorisation des algues. La seule incidence des maladies causées par les pathogènes marins sur la santé humaine varie de 1 à 1 000 selon le périmètre de l'étude. Les effets de l'eutrophisation sur l'activité économique varient de 2 à 20,4 millions US \$ par an aux États-Unis. Pour les eaux marines, la seule étude identifiée porte sur la mer Baltique, et traite de la dégradation de la seule qualité des eaux. La valeur économique estimée varie, selon les scénarios de réduction de l'apport en nutriments, de 28 à 54 millions d'euros.

Ce travail montre la complexité d'une telle ambition et le faible nombre de travaux d'ores et déjà engagés, en particulier en Europe et en France. Les ordres de grandeur soulignent cependant que ces impacts sont importants et qu'ils mériteraient d'être mieux portés à la connaissance de tous les acteurs et usagers pour appuyer l'action.

Depuis une dizaine d'années, des démarches d'évaluation se sont structurées autour de l'identification des impacts de l'eutrophisation, de l'identification des services écosystémiques impactés, selon les actifs environnementaux (eaux continentales, eaux littorales et eaux marines) et les conventions d'estimation de valeur de l'environnement retenues dans une perspective socio-économique. Des approches ont été proposées pour donner, principalement en termes monétaires, des informations concernant les dommages et les avantages associés à l'eutrophisation. Dans de nombreux articles, les auteurs signalent que les coûts calculés restent sous-estimés, ne pouvant intégrer l'ensemble des éléments composant les impacts de l'eutrophisation.

I Différentes stratégies économiques de la remédiation

D'un point de vue économique, la lutte contre l'eutrophisation est la recherche d'un compromis entre deux situations extrêmes : une situation sans manifestation d'eutrophisation qui pourrait induire un coût trop important pour la société (manque d'activités économiques, baisse et variabilité de la production agricole, coût élevé pour les ménages), et une situation d'acceptation de l'eutrophisation sans recherche d'amélioration, ce qui serait dommageable pour l'environnement, l'économie et la santé publique. L'analyse coût-bénéfice ou coût-efficacité des actions de remédiation constitue un outil pour trouver ce compromis. Pour cela, il est nécessaire de tenir compte des contraintes que chacun subit (marchés agricoles fluctuants, charge fiscale, etc.), des coûts des politiques environnementales qui sont assez complexes à calculer, et de l'intégralité des bénéfices.

Un élément important de la revue bibliographique est qu'il n'est pas efficace de procéder en deux temps : estimer un objectif cible limitant l'eutrophisation puis rechercher la meilleure manière de l'obtenir sur le plan économique. C'est dès le départ qu'il convient de prendre en compte les dimensions économiques. Comme le montre la littérature, intégrer les dimensions économiques, biogéochimiques et écologiques dès le départ permet de tenir compte de phénomènes complexes, au fur et à mesure qu'ils se manifestent, tels que des bifurcations, irréversibilités, multiples échelles spatiales et temporelles interconnectées.

Différents outils économiques peuvent être mis en œuvre dont principalement les systèmes de commande et contrôle, les taxations et/ou les subventions, les taxes dépendantes du contexte (*ambient taxes*), et les permis échangeables. Ces instruments peuvent être couplés et le caractère plus ou moins irréversible des mesures envisagées doit aussi être pris en considération.

Les solutions qui consisteraient en la seule définition d'un standard environnemental (un taux de pollution) ou d'une diminution minimale de la pollution ne sont généralement pas efficaces, comme cela a été montré dans des études portant sur la Baltique ou le Danube. En outre, les sources de l'eutrophisation sont multiples et en tenir compte peut permettre de réduire le coût des actions. Par ailleurs, les excès de nutriments peuvent avoir des effets variés. Introduire les différentes sources et différents effets dans l'analyse augmente l'intérêt d'envisager globalement la remédiation.

La lutte contre les pollutions diffuses (domestiques ou agricoles) est compliquée du fait de la difficulté à les mesurer, de coûts de transaction souvent élevés, du comportement de « passager clandestin » (profiter des efforts des autres sans en faire soi-même) ou encore de problèmes d'asymétrie d'informations (le pollueur connaît le coût de diminution des effluents, le régulateur ne les connaît pas). Par ailleurs, le sentiment de faire un effort non partagé par d'autres peut être un frein à l'action.

Les perturbations des écosystèmes sont souvent multiples (eutrophisation, acidification, effet de serre, etc.) et des gains d'efficacité peuvent être réalisés en en tenant compte. De la même manière, tenir compte des multiples bénéfices dégagés par la réduction de la pollution permet d'envisager des solutions qui autrement seraient économiquement peu rentables. Par ailleurs, l'ordre dans lequel on doit agir sur un problème à causes multiples, si l'on veut être efficace, doit être établi en tenant compte des risques liés à chaque source de pollution, des corrélations entre ces risques, en plus de l'intérêt propre à la diminution de chaque source.

I Modalités d'intervention économique pour la remédiation

Dans les situations de causalités multiples, le choix de lutter contre une cause ou plusieurs simultanément, ou encore alternativement, a une influence sur les résultats économiques, comme cela a été montré par plusieurs études. Cela est vrai, à la fois, pour le choix d'agir contre l'azote et/ou le phosphore en agriculture, ou d'agir préférentiellement ou simultanément sur le secteur domestique ou agricole, ou encore sur les pollutions diffuses et/ou ponctuelles.

Dans un cadre qui comporte nécessairement une part d'incertitude et d'acquisition progressive de connaissance, les solutions mises en œuvre peuvent rechercher un équilibre entre performance et robustesse. Une gestion adaptative (par réactualisation des objectifs, des outils, des paramètres, en tentant des expériences) paraît la meilleure démarche à adopter dans ce contexte. De même, la révision périodique des plans d'action est souhaitable. Plus généralement, le caractère fluctuant de la pollution, d'une année à l'autre, d'une saison à l'autre, comme illustré par exemple sur l'efficacité des zones humides, conduit à prendre en compte ces variations temporelles pour déterminer l'intérêt économique des actions.

Concernant les pollutions diffuses d'origine agricole, les principaux outils présentés et discutés rencontrés dans la littérature sont les taxes sur les engrais, ou les taxes sur les bilans agroenvironnementaux comme les exportations nettes (sorties moins entrées) de phosphore, des taxations ou subventions non linéaires, des incitations plus directes aux changements de cultures, de système de culture ou de production, etc. Un des problèmes est d'éviter les effets d'aubaines (utiliser un instrument à d'autres fins que celui pour lequel il a été créé), ce qui peut réduire l'efficacité des actions envisagées. Sur le plan appliqué, la recherche d'efficacité conduit généralement à trois questions : qui cibler ? Que cibler ? Et quel mécanisme utiliser ?

Qui cibler ?

Viser uniformément tous les responsables de la pollution semble la solution la plus immédiate et la plus facile, par exemple en taxant de la même manière tous les pollueurs. Mais on ne peut lutter avec les mêmes instruments contre les pollutions domestiques et agricoles. Pour ces dernières, des mesures uniformes peuvent occasionner des coûts démesurés, car certains acteurs n'y survivront pas ; en outre, les coûts de contrôle sur des territoires étendus seront importants ; enfin l'application uniforme d'instruments à des contributions différentes aux pollutions n'est pas la solution la plus facile à faire admettre. Pour les pollutions diffuses, s'il est possible sur le plan théorique de cibler différemment les pollueurs en fonction de leurs impacts sur l'environnement et de leurs structures de coût, cette stratégie se heurte au fait que les contributions individuelles restent largement méconnues. Coûts de transaction mis à part, les études de cas montrent que les stratégies ciblées surpassent les stratégies indifférenciées, avec des écarts souvent substantiels. Aussi, considérant qu'aucune politique n'est optimale pour toutes les exploitations, des politiques de réduction ont pu être définies par type de sol, par type d'exploitation ou par situation géographique.

Que cibler ?

Dans le monde agricole, les mécanismes de taxation fondés sur les intrants (fertilisants, effluents, etc.) sont en général insuffisants du fait de substitutions possibles entre ces derniers (s'ils ne sont pas tous restreints). Néanmoins, ils présentent des qualités sur différents aspects. Ainsi, l'intérêt d'une taxe sur les engrais azotés repose principalement sur sa facilité de mise en place et ses faibles coûts de transaction. Cet instrument reste intéressant, à condition d'être associé à d'autres instruments, et ceci malgré les différences importantes de réponse observées selon le type d'engrais azotés, et pour les effluents selon leur mode d'application.

Malgré tout, et de manière générale, il reste plus pertinent de prendre comme objectif la qualité de l'eau dans les rivières plutôt que la réduction des intrants. L'intérêt de la mise en place de politiques ciblant l'azote et/ou le phosphore en priorité, ou les deux sans distinction, dépend alors du contexte et des situations particulières. Les politiques limitées à un seul élément fertilisant sont en général peu efficaces pour limiter les pollutions diffuses. Cibler conjointement l'azote et le phosphore peut ainsi permettre de réduire les coûts tout en améliorant l'efficacité des mesures de réduction des charges en nutriments.

Quels mécanismes utiliser ?

Les fortes variabilités et incertitudes sur les émissions peuvent conduire à mettre en place simultanément différents instruments, qui seront chacun efficaces sur une plage de variation de ces émissions ou dans des circonstances données. Le choix de l'instrument ou de l'ensemble d'instruments peut influencer significativement le résultat en termes d'analyse coût-efficacité de la politique agroenvironnementale. Il en est de même des différents paramétrages (par exemple les taux d'une taxe, d'une subvention). Pour le monde agricole, les effets induits sur les coûts de production, sur la survie des exploitations, ne peuvent être négligés. Pour pallier une partie de ces effets, les instruments doivent être adroitement couplés : par exemple des subventions peuvent encourager des comportements respectueux de l'environnement, améliorant ainsi l'efficacité de politiques, en compensant les taxes par des incitations aux changements de pratiques, de systèmes agricoles. Le versement des subventions pour la mise en place de mesures peut aussi être lié aux résultats obtenus, à condition que ceux-ci soient mesurables et que la mesure soit en lien direct avec l'action (par exemple résidus d'azote en sortie d'hiver, en lieu et place d'un suivi des concentrations d'un bassin-versant).

La réglementation (normes et standards) est aussi un autre instrument de contrôle qui peut permettre de diminuer les pollutions diffuses et ponctuelles (réduction des excès de nutriments à appliquer, par exemple pour N et P concernant les grandes cultures). Pour le monde agricole, une harmonisation multilatérale des réglementations environnementales entre pays est cependant nécessaire en raison de leurs effets sur la compétitivité des exploitations. Les études empiriques montrent l'avantage à fonder les réglementations sur les intrants qui sont les facteurs les plus corrélés avec les émissions des exploitations. Par exemple, le chargement animal à l'hectare peut être considéré comme une base appropriée pour la réglementation étant donné sa forte corrélation avec la charge polluante. La prise en compte explicite de l'hétérogénéité des exploitations peut aussi amener à une politique différenciée vis-à-vis de la réglementation ce qui pose cependant un problème d'équité entre les exploitations.

Les méthodes fondées sur le marché (par exemple les permis échangeables) restent, d'un point de vue théorique, plus efficaces que les instruments s'appuyant sur la réglementation et les contraintes. L'efficacité des marchés de permis à polluer peut être cependant très variable selon l'hétérogénéité des sources de pollutions, des activités polluantes et des milieux. Par ailleurs, la définition du prix de ces permis reste un paramètre important pour le succès de cet instrument, ainsi que pour les structures qui le portent (coopératives, etc.).

Lors de la mise en place de programmes de mesures pour réduire les sources de pollution, les bénéfices apportés doivent être comparés aux coûts, même si des questions de fond sur ces méthodes d'analyse coût-bénéfices ou coût-efficacité restent posées, notamment sur le choix des taux d'actualisation, sur la prise en compte des risques, des incertitudes, des variabilités spatiales et temporelles (en lien par exemple avec le climat). Il est aussi souvent recommandé de ne pas négliger les coûts de transaction. Leur prise en compte permet : d'éviter les distorsions lors de l'évaluation des coûts et des calculs de ratios coût-efficacité, d'imaginer

des politiques qui pourraient les réduire, notamment en période de restrictions budgétaires et d'aversion croissante pour la bureaucratie. D'autres travaux préconisent de prendre plutôt en compte les coûts d'opportunité qui incluent des coûts directs et indirects, privés et publics.

En conclusion, les modèles mêlant simultanément les aspects biophysiques et économiques devraient servir de base à la définition de programmes de réduction, et ce malgré les incertitudes liées à une connaissance imparfaite des phénomènes biophysiques et écologiques. Une gestion adaptative, par réactualisation des objectifs, des outils, des paramètres, en tenant des expériences, peut être une solution pragmatique et efficace. En effet, bien trop souvent, des objectifs trop ambitieux et non applicables conduisent à des programmes qui ne sont pas du tout coût-efficaces (inefficaces car non mis en place à l'échelle souhaitée, et coûteux car mis en place en partie malgré tout). Cela ne signifie pas que les objectifs doivent être nécessairement modestes, mais qu'ils soient simplement atteignables.

La question de l'intérêt comparé de mesures modestes sur des espaces géographiques larges, ou plus ambitieuses sur des espaces plus restreints, reste posée. Néanmoins, tous les instruments ciblés spatialement montrent généralement une meilleure performance, ce qui pose la question des zonages et notamment de leur échelle de définition. Dans certaines situations, les solutions d'ingénierie écologique (zones tampons, zones humides) peuvent être aussi des moyens de limiter les effets des pollutions sur le court et long terme, ou contribuer à leur réduction, aux côtés d'autres mesures. Les questions de pollution différée à partir de ces zones restent cependant en suspens vis-à-vis de leur efficacité sur le long terme.

En résumé, il est peu envisageable de reproduire une solution, ayant fait ses preuves dans un contexte particulier, pour résoudre les mêmes problèmes dans un autre contexte. En revanche, des enseignements peuvent être tirés des réussites ou échecs obtenus dans des situations parfois fort différentes. Il n'existe pas de solution idéale, mais seulement le choix de politiques qui, ciblées et conçues pour des situations particulières avec des instruments développés de manière souvent *ad hoc*, peuvent aider à réduire les sources de pollution, une fois que les problèmes ont été correctement identifiés, analysés et les différentes solutions possibles évaluées.

Modéliser l'eutrophisation : représenter, comprendre et accompagner l'action

■ Caractéristiques des modèles d'écosystèmes eutrophisés

L'eutrophisation des eaux douces et marines étant causée par les apports terrigènes de nutriments, la modélisation de l'eutrophisation commence sur les bassins-versants et se poursuit dans des écosystèmes aquatiques différents en termes de temps de séjour et de processus dominants de rétention et transfert, jusqu'à la mer côtière. En général, les modèles commencent par délimiter clairement une zone du continuum terre-mer et une question, puis explicitent les hypothèses qui permettent de ne retenir que les processus considérés comme primordiaux pour la question. En raison de la multiplicité

des mécanismes et leur connaissance parfois parcellaire, il n'existe pas vraiment de consensus clair sur le degré de détail indispensable à une représentation efficace des processus, dont la formulation reste souvent fondée sur des hypothèses simplificatrices.

Reflétant la chronologie d'apparition des phénomènes d'eutrophisation, les modèles ont d'abord été développés dans les années 1970 pour les lacs, puis les cours d'eau, souvent dans le but d'évaluer la réduction nécessaire des apports de nutriments. Ces modèles très réductionnistes ont graduellement été complétés par des modèles plus complexes, décrivant explicitement la mécanique des processus en jeu. Dans les années 1990, la modélisation a aussi atteint les estuaires et la mer côtière. Finalement, on dispose aujourd'hui de deux grands types d'outils complémentaires.

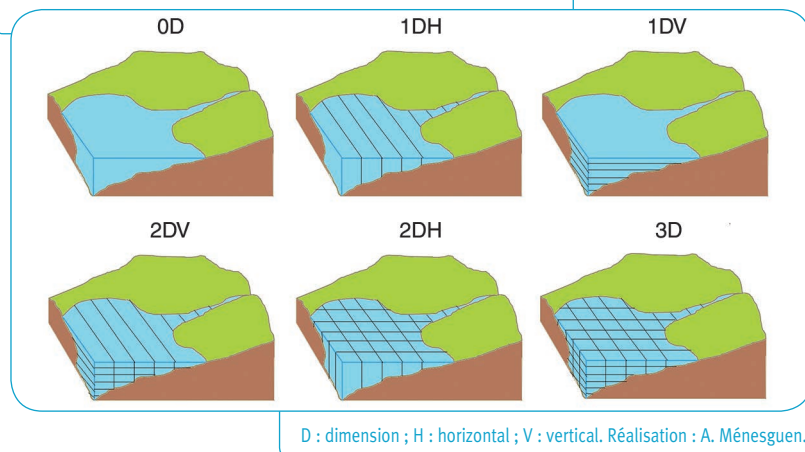
Les modèles dits statistiques chercheront à prévoir une variable cible en fonction d'un certain nombre de variables causales mesurées sur le terrain. Ces modèles bénéficient d'aides semi-automatiques (par tests de significativité) pour éliminer des variables d'entrée superflues. L'enrichissement des bases de données permettra de calibrer ces modèles peu génériques dans une grande diversité de sites. On peut y rattacher les modèles faisant appel à la logique floue, aux réseaux de neurones, ou encore à la modélisation bayésienne.

Les modèles dits mécanistes (ou déterministes) font en revanche appel à une théorie plus ou moins élaborée des mécanismes hydrobiogéochimiques et écologiques menant à l'eutrophisation, ce qui devrait apporter plus de généricité que la simple approche statistique. Les équations quantifient les changements des descripteurs pertinents de l'écosystème (appelés « variables d'état ») dans le temps (équations différentielles ordinaires), voire dans l'espace si l'hétérogénéité de l'écosystème le nécessite (équations aux dérivées partielles).

Une fois la structure du modèle choisie, il faut fixer un certain nombre de paramètres de façon à reproduire les faits observés (calibration), et si possible valider le modèle sur un jeu de données indépendant. Ensuite, il peut être utilisé pour des simulations opérationnelles (effets de scénarios d'apports de nutriments ou de changements climatiques).

Le choix de la représentation spatiale des écosystèmes (emprise, résolution, nombre de dimensions prises en compte, etc.) doit se fonder sur une analyse de l'hétérogénéité spatiale de la zone étudiée. Si l'on peut raisonnablement considérer que l'écosystème eutrophe est constitué d'une seule masse d'eau homogène, on n'introduira pas de dimension spatiale (d'où le nom de modèle 0D). S'il existe seulement une dimension principale d'hétérogénéité (horizontale pour une rivière, un fleuve ou un petit estuaire bien mélangé, verticale pour un lac profond ou un fjord), on introduira une dimension spatiale, ce qui conduira à un modèle 1DH (horizontal) ou 1DV (vertical). La modélisation des réseaux fluviaux se fait en raccordant au modèle 1DH du fleuve principal autant de modèles 1DH qu'il y a d'affluents. Si on doit prendre en compte deux dimensions principales d'hétérogénéité (horizontale pour une grande baie ou un grand lac peu profond, verticale pour un estuaire stratifié), on utilisera des modèles 2DH ou 2DV. Enfin, dans les écosystèmes complexes, montrant de fortes hétérogénéités dans les trois dimensions de l'espace (grands lacs avec plusieurs entrées et/ou sorties, zones côtières étendues avec des panaches de dilution de fleuves importants, etc.), il faudra représenter finement la totalité du système aquatique par un modèle

Figure 4.1. Divers types de modélisation de l'espace.



tridimensionnel, dit 3D. La simulation procédera en segmentant le système en volumes élémentaires (mailles) considérés comme homogènes pour les variables d'état de l'écosystème. La figure 4.1 donne des exemples de ces différentes modélisations de l'espace.

En ce qui concerne la représentation des processus biogéochimiques conduisant à l'eutrophisation, les modèles simulent tout ou partie du cycle naturel des éléments azote (N), phosphore (P), voire silicium (Si) pour les diatomées unicellulaires, à travers un nombre de compartiments biogéochimiques considéré par le modélisateur comme nécessaire et suffisant (nutriments dissous, biomasse algale, brouteurs éventuels, détritiques, etc.), complétés si nécessaire par des compartiments dans les sols ou les sédiments, soumis à l'érosion/dépôt. L'une des conséquences majeures de l'eutrophisation pour un écosystème étant la raréfaction de l'oxygène dissous dans l'eau, certains modèles introduisent explicitement les principales réactions d'oxydoréduction qui contrôlent la teneur en oxygène dissous. Tout processus qui n'est pas explicitement décrit par une équation peut être considéré comme implicitement résumé dans la valeur d'un paramètre des équations du modèle, d'où la nécessaire – et délicate – phase de calibration du modèle, le plus souvent manuelle, par essai-erreur. Toute variable agissant sur le système sans être en retour modifiée par lui est considérée comme un « forçage » du modèle, que l'on impose soit par des séries de mesures spatio-temporelles, soit par des fonctions simples (constantes, fonctions périodiques du temps, etc.).

■ Les principaux modèles utilisés pour les différents milieux

Bassins-versants

Un modèle de transfert de nutriments dans un bassin-versant doit déduire d'un mode d'occupation des sols une concentration de nutriments résultante (ou un flux entrant) dans le réseau hydrographique.

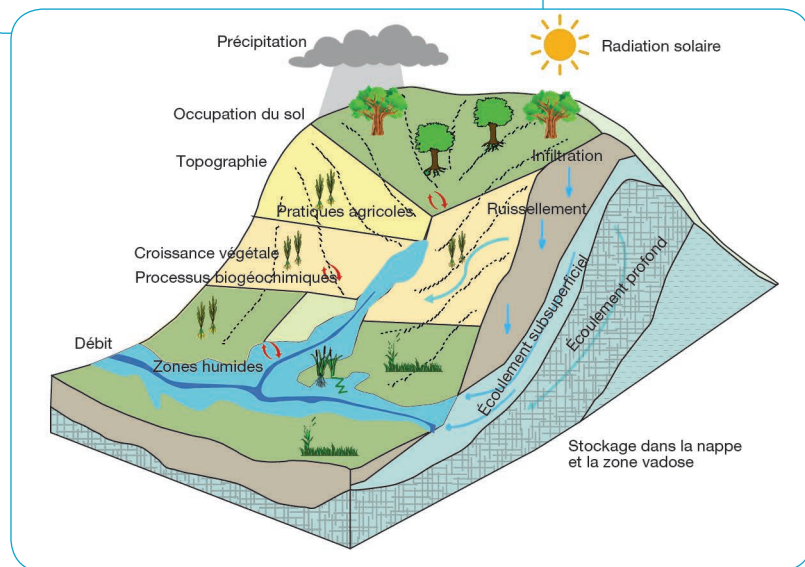
Pour les bassins de grandes cultures avec nappes profondes, une approche simplifiée consiste à simuler les flux d'eau à l'échelle annuelle (modèles AnnAGNPS, CREAMS, HYPE) et à utiliser soit un bilan agronomique simplifié des entrées et des sorties, soit des relations statistiques entre types de culture et pertes de nutriments dans le réseau hydrographique. L'occupation des sols est décrite simplement (forêts/terres labourables/prairies/zones bâties) et les pratiques agricoles représentées par leur distribution moyenne. Ne détaillant pas le système sol-plante et utilisant des pas de temps mensuels ou annuels, ces modèles ne reproduisent pas les variations rapides de concentrations observées ni les processus d'érosion et d'absorption/désorption sur les particules pour le phosphore. Ces modèles peuvent permettre de simuler des changements de bilans agronomiques, donc des changements observés ou simulés en amont du modèle, mais ils ne peuvent pas prendre en compte des évolutions, car se limitant à des situations d'équilibre.

Les petits bassins-versants permettent une représentation des interactions sol-plante-atmosphère-nappe par des modèles mécanistes (ANSWER, EUROSEM, KINEROS, MEDALUS, RHEM, RUNOFF, SHETRAN, SWAT, INCA, HSPF, AGNPS, Modcou-STICS, CAWAQS, TNT2) évaluant à l'échelle d'un événement pluvieux ou d'une saison le prélèvement par les plantes, la minéralisation de la matière organique, la nitrification et la dénitrification pour l'azote, l'adsorption-désorption sur la phase solide pour le phosphore, et les transferts (figure 4.2) par ruissellement et par érosion. Pour simuler la dynamique saisonnière des flux d'azote contrôlée par le débit de surface et les échanges avec la nappe, les modèles distinguent généralement les écoulements superficiels et les écoulements souterrains, ou plutôt les domaines saturés et non saturés dynamiquement variables. Pour le phosphore, massivement adsorbé sur les particules de sol entraînées lors des fortes pluies, une bonne simulation des pics de crues est nécessaire pour l'évaluation réaliste des flux. La spatialisation permet de simuler le piégeage en aval des nutriments mobilisés plus en amont sur le versant. Ces modèles très détaillés utilisant un pas de temps journalier ont un pouvoir de test d'hypothèses et de scénarios supérieur aux précédents, mais restent lourds en temps de constitution de la base de données d'entrée, de calcul, et d'exploitation des résultats.

Rivières et fleuves

En référence à la classification de Strahler (ordres) fondée sur le nombre de confluences entre la source et le segment considéré, la modélisation de l'écoulement de l'eau dans le réseau hydrographique a débuté par des modèles à compartiments en file, puis des modèles 1DH ramifiés, voire 2DH pour représenter les zones d'élargissement (MIKE21), et totalement 3D pour certains (MIKE31, Delft3D). Portant au départ sur la seule « qualité de l'eau » représentée par les deux variables d'état Demande biologique en oxygène et Oxygène dissous, ces modèles ont pris en compte ensuite, notamment à l'US-EPA, des processus écologiques pour l'étude d'un cours d'eau (QUAL2EU, QUASAR/INCA, PROSE, KALITO), voire du réseau hydrographique à l'échelle d'un bassin-versant (WASP, BASINS, EFDC, RIVERSTRAHLER, RIVE, PEGASE, AGIRE). Ces modèles utilisent une dizaine de

Figure 4.2. Exemple de couches et de processus entrant en jeu dans un modèle de bassin-versant.



Réalisation : P. Durand, A. Crave, C. Gascuel.

variables d'état pour décrire les cycles de N, P et O, voire plus pour simuler différentes classes d'algues, de zooplanctons, d'invertébrés, plantes et poissons. De plus, un compartiment sédimentaire est très souvent présent. La plupart des modèles d'eutrophisation fluviale se focalisent sur les processus dans la colonne d'eau, très peu d'entre eux prennent en compte de façon détaillée le rôle des compartiments adjacents du lit mineur et du lit majeur, de la zone hyporhéique ou de la nappe phréatique. Les modèles fournissent des débits et des concentrations à des pas de temps allant de la décennie (10 jours) à l'heure.

Lacs et réservoirs

Particulièrement exposés en raison de leur faible vitesse d'écoulement et du confinement qui en résulte, les lacs subissent en outre, dès qu'ils sont suffisamment profonds, une stratification thermique estivale qui stoppe les échanges entre le fond (hypolimnion) et la surface (épilimnion). Dès la décennie 1975-1985, une simple modélisation déterministe de l'OCDE, appliquée à l'Amérique du Nord, l'Europe occidentale et l'Australie, a permis de déterminer la vulnérabilité des lacs et réservoirs à l'eutrophisation, en expliquant l'état d'équilibre par des combinaisons des principales caractéristiques morphométriques (profondeur et volume du lac) et hydrologiques (débits moyens, apports nutritifs annuels du bassin-versant). Plus tard, des modèles mécanistes détaillés ont permis de prendre en compte des apports variables sur plusieurs décennies, et la stratification

de la colonne d'eau. Depuis les années 2000, les modèles sont couramment 3D (par exemple ELCOM). Visant à décrire l'état annuel moyen d'eutrophisation d'un lac à l'équilibre, la partie biogéochimique de ces modèles mécanistes de lacs se résumait, dans les années 1970-1980, à la biomasse chlorophyllienne totale du phytoplancton, à son nutriment limitant principal en eau douce, le phosphore, et à une variable dépendante, l'oxygène dissous. Récemment, la simulation explicite de divers groupes phytoplanctoniques, de leur capacité de positionnement précis dans la colonne d'eau et de leur décomposition a permis de prévoir, à l'horizon d'une à deux semaines, des proliférations algales de cyanobactéries néfastes à certains usages des plans d'eau (baignade, loisirs, eau potable, etc.). Ces modèles mécanistes, mais aussi des modèles statistiques, de mieux en mieux calibrés sur des mesures automatiques à haute fréquence, servent à quantifier le niveau de réduction des apports de nutriments (phosphore d'abord, mais aussi azote) par le bassin-versant qui permettrait d'atteindre les objectifs de bon état écologique lacustre fixés par la DCE avec ou sans prise en compte du changement climatique.

Estuaires

À part quelques grands estuaires (Yangzi Jiang, Saint-Laurent, Escaut, Seine, Tage, le « superestuaire » de la baie de Chesapeake), ce sont plutôt des petits estuaires eutrophes qui ont été modélisés, voire intercomparés, dans certaines études américaines, finlandaises ou irlandaises. En raison de leur forte turbidité, et souvent des forts courants du chenal central profond, les estuaires ne semblent pas constituer les sites les plus enclins à montrer des signes de proliférations algales importantes. Pourtant, à l'aval du bouchon vaseux, la stratification haline peut créer une couche de surface riche en nutriments, peu profonde et assez éclairée. Les modèles d'estuaires se sont donc attachés à étudier le rôle de la physique (débit fluvial, biseau salé et bouchon vaseux) sur la prolifération phytoplanctonique et l'hypoxie de fond qui peut résulter de la sédimentation de cette biomasse. Redevables de modèles 1DH s'ils sont bien brassés, les estuaires requièrent des modèles bidimensionnels verticaux (2DV), voire 3D (ELCOM, COHERENS, MOHID, ROMS, SHOC, SiAM3D, etc.), quand ils présentent un net biseau salé. La modélisation biogéochimique des estuaires est compliquée par la transition entre les écosystèmes d'eau douce et marins : le phosphore y subit des échanges entre phases dissoutes et particulaires, le phytoplancton d'eau douce descendant et le phytoplancton marin remontant y meurent, générant de la matière organique intensément minéralisée par les bactéries, et la production phytoplanctonique y passe graduellement de la limitation des eaux douces par le phosphore à la limitation des eaux marines par l'azote. Les estuaires sont par ailleurs souvent des sites de conchyliculture (huîtres, moules), que l'on doit préserver des mortalités estivales causées par les anoxies de fond. Si certains modèles statistiques se contentent de séries de mesures de variables causales (stratification, apports terrigènes de N et P, pourcentage d'occupation agricole du bassin-versant, etc.) pour prédire des variables caractéristiques de l'eutrophisation (chlorophylle, production primaire, hypoxie de fond), les modèles mécanistes simulent le cycle de l'azote, du phosphore, avec phytoplanctons d'eau douce et marins pour mieux simuler la transition eau douce/eau marine.

La fréquente simulation de l'oxygène dissous fait en général appel à un flux forcé de consommation par le sédiment, et beaucoup plus rarement à une modélisation explicite de l'oxydoréduction dans les sédiments.

Lagunes côtières

Leur faible profondeur, leur enclavement et, donc, leur grand temps de résidence de l'eau, exposent particulièrement les lagunes au phénomène d'eutrophisation, préjudiciable tant à la biodiversité naturelle qu'à l'aquaculture. Les trois sites les plus modélisés, et ce depuis les années 1990, sont la lagune de Thau sur la côte languedocienne française et les deux lagunes italiennes de Venise et d'Orbetello. Quelques simulations ont été menées sur plusieurs décennies, en raison des compartiments sédimentaires à faible taux de renouvellement. Même à ce jour, certains auteurs ne considèrent pas comme fondamentale l'hétérogénéité spatiale des lagunes et se contentent d'utiliser des modèles 0D. Cependant, depuis les années 2000, la moitié des études utilisent des modèles hydrodynamiques 2D ou 3D, avec parfois une couche représentant le sédiment, située sous la (ou les) couche(s) d'eau. Dans les rares cas de lagunes peu salées, quelques auteurs se sont contentés du cycle de P seul, distinguant les cyanobactéries des autres algues ; mais dans les cas plus fréquents de lagunes marines saumâtres ou salines, les modèles simulent le cycle de N, seul ou en parallèle avec celui de P. Dans les lagunes où l'anoxie estivale a été observée, les modèles introduisent des réactions d'oxydoréduction, dans l'eau et parfois aussi dans le sédiment, de façon à simuler les désorptions brutales de phosphore lors des anoxies.

Mer côtière ouverte

Peu prédisposée à l'eutrophisation, de par sa très faible richesse nutritive naturelle, et son fort renouvellement hydraulique, la mer côtière montre pourtant des cas d'eutrophisation sévère. Les modèles ont permis de reproduire l'enrichissement et le confinement vertical des panaches de dilution des fleuves, et de comprendre que, même en présence de forts courants de marée, certaines baies peuvent s'avérer sujettes au confinement par manque de dérive résiduelle de marée, et conduire à l'eutrophisation sous l'effet d'apports terrigènes modestes. Cinq sites principaux dans le monde ont focalisé la majeure partie de l'effort de modélisation de l'eutrophisation marine et de l'anoxie : la mer Baltique, la mer du Nord, le golfe du Mexique, la baie de Chesapeake et la mer Noire. Les mers de Chine et du Japon et le nord de l'Adriatique constituent aussi des sites souvent modélisés. Utilisés pour comprendre la part des divers facteurs conduisant à l'eutrophisation et pour en déduire des scénarios de restauration, les modèles marins ont aidé, dès les années 1990, à définir des remédiations qui puissent réduire les grandes zones mortes (*dead zones*) mondiales au moindre coût. Plusieurs études de la Manche/mer du Nord, la mer Baltique et la baie de Chesapeake ont associé en chaîne des modèles de bassins-versants, de réseaux fluviaux et de mer côtière réceptrice, parfois forcés par des scénarios de changement climatique. Même si, encore aujourd'hui, certaines études se contentent d'un modèle statistique ou d'un modèle mécaniste 0D ou 1D, on observe

depuis les années 1990 le passage de modèles mécanistes à compartiments interconnectés (éventuellement bicouches) à des modèles 3D à maillage fin, cartésien ou curvilinéaire. La multiplicité des sources de nutriments arrivant dans le milieu marin (apports de nombreux fleuves de tailles très différentes, apports océaniques, atmosphériques, flux issus des sédiments) a promu le marquage numérique d'un élément chimique, capable de le suivre dans le réseau trophique 3D depuis sa source. La partie biogéochimique des modèles marins (ERSEM, MIRO, ECOMARS) simule quasiment toujours le cycle de l'azote (considéré comme le premier élément limitant en eau marine), mais souvent aussi ceux du phosphore et du silicium, rarement celui du carbone. Quand l'oxygène dissous est le descripteur cible du modèle, les couples oxydant/réducteur du fer, du manganèse et du soufre peuvent être simulés dans l'eau et le sédiment. En raison de leur nuisance potentielle, ce sont certains groupes algaux (dinoflagellés, flagellés *Phaeocystis*, macroalgues ulvacées) qui font la spécificité de nombreux modèles marins, à l'instar des cyanobactéries en eau douce. Les modèles ont parfois été utilisés pour la construction d'indices de risque d'eutrophisation (par exemple EUTRISK).

Le tableau 4.1 résume de manière synthétique les caractéristiques des modèles les plus utilisés.

■ L'utilisation des modèles

Contrôle des apports de nutriments azotés et phosphorés aux milieux aquatiques

Grâce à la fiabilité de la simulation des débits très variables par la partie hydraulique des modèles, et aux variations tamponnées des concentrations, les modèles de bassins-versants sont en mesure de produire des flux réalistes de N et P dissous sous divers scénarios. Mais les flux particuliers beaucoup plus intermittents restent imprécis, et la simulation de scénarios futurs bute sur l'incertitude quant à l'évolution des pressions anthropiques.

Dans le réseau hydrographique (rivières puis fleuves) drainant ces bassins-versants, les modèles ont permis de reconstruire l'évolution à long terme des flux de nutriments sous l'effet des changements d'activités humaines, ce qui permet d'évaluer l'amplitude de variation des apports possibles. Le PIREN-Seine a ainsi reconstruit l'évolution pluri-séculaire des activités polluantes, mais aussi épuratrices, du bassin de la Seine et son impact sur le niveau d'eutrophisation du fleuve. Une modélisation du Danube a reproduit l'exemple saisissant de la baisse de 25 % des flux azotés et de 50 % des flux phosphorés suite aux changements sociétaux des années 1990 en Europe centrale et de l'Est, ayant entraîné des fermetures d'industries, de grandes fermes d'élevage et une baisse notable de la consommation d'engrais.

Dans le cas où l'on veut prévenir l'eutrophisation de lacs et d'estuaires, dont la production primaire est avant tout limitée par l'accès à la lumière et le temps de résidence de l'eau, l'approche OCDE a permis d'estimer le flux azoté ou phosphoré maximum annuel que chaque écosystème à l'équilibre peut accepter du bassin-versant en amont sans

Tableau 4.1. Récapitulatif des modèles les plus utilisés et de leurs caractéristiques.

Milieu	Nom	Échelle spatio-temporelle	Physique	Biogéochimie
Bassins-versants	TNT2	5 à 100 km ² Paysage Journalier	Système à nappe superficielle. Développement C et P	Biotransformation dans les sols (MO) et zones humides (sol-nappe)
	STICS-MODCOU	10 à 10 000 km ² Journalier	Système à nappe profonde. Transfert de nappe	Biotransformation dans les sols (MO)
	SWAT	10 à 10 000 km ² Journalier	Notion d'unité hydrologique représentative (HRU)	Fonctions semi-empiriques
	INCA	10 à 10 000 km ² Journalier	Notion d'écosystème (y compris agricoles)	Fonctions semi-empiriques
	MONERIS	500 à 500 000 km ² Interannuel	Modèle conceptuel à trois-quatre compartiments	Surplus N et P. Fonction de transfert, rétention (surface nappe)
	NUTTING	500 à 5 000 km ² Interannuel	Modèle conceptuel à deux compartiments. Proche de SPARROW et GREEN	Surplus N et P. Fonction de transfert et rétention (surface)
Lacs et réservoirs	OCDE	Lacs	0D morphométrie	P et chlorophylle
	DYRESM-CAEDYM	Lacs	1DV	Cycles N, P, Si, oxygène
	CE-QUAL W2	Lacs et estuaires stratifiés	2DV cartésien avec couplage possible lac → fleuve → estuaire avec ramification	Cycles N, P, DBO, oxygène, pH
	ELCOM-CAEDYM	Lacs, estuaires et côtier	3D	Cycles N, P, Si, oxygène

Spécificités	Forçages	Principales applications	Limites
N. Contexte armoricain. Cycle de N dans les paysages agricoles	Anthropique (paysage, système de culture, climatique)	BV Algues vertes. Scénarios d'évolution des paysages, cultures	Données détaillées sur les systèmes de culture
N. Contexte du BV de la Seine. Cycle de N et systèmes agricoles	Anthropique (paysage, système de culture) et climatique	BV de la Seine. Scénarios d'évolution des systèmes de culture	Données détaillées sur les nappes et systèmes de culture
N et P. Large communauté internationale. Plateforme. Modularité	Anthropique et climatique par HRU	Scénarios BMP (<i>best management practices</i>)	Nb paramètres. Faiblesse des prédictions (calage)
N et P. Surtout dédié aux écosystèmes faiblement anthropisés	Anthropique et climatique par HRU	Scénarios de répartition des écosystèmes (y compris agricoles)	Nb paramètres. Faiblesse des prédictions (calage)
N et P et Si. Rapportage DCE	Anthropique (surplus)	Europe, BV européens (Danube, etc.). Estimation exports	Test de scénarios simplistes (surplus)
N et P. Rapportage DCE	Anthropique (surplus)	France. Masses d'eau DCE. Calcul exports N et P. Risque eutrophe	Test de scénarios simplistes (surplus)
Modèles statistiques empiriques à l'état stationnaire	Apports de P	Calcul des apports maximums admissibles de P	Pas d'état transitoire, pas de groupes algaux
Différents groupes phytoplanktoniques dont les cyanobactéries	Apports aux limites + météo	Scénarios de réduction de P	Logiciel payant
N groupes phyto, zoo, macrophytes à définir, sulfure et méthane, flux hyporhéique	<i>Idem</i>	Eutrophisation en eau stratifiée	
<i>Idem</i> DYRESM-CAEDYM	<i>Idem</i>	Simulation des <i>blooms</i> de cyanobactéries	Logiciel payant

Tableau 4.1. Suite.

Milieu	Nom	Échelle spatio-temporelle	Physique	Biogéochimie
Rivières et fleuves	QUAL2EU	Réseau fluvial	1DH ramifié en régime permanent	Cycles N, P, DBO, oxygène
	EFDC-WASP	Fleuves et estuaires	1DH à 3D curviligne	Cycles N, P, DBO, oxygène, métaux,
	MIKE HYDRO river	Cours d'eau	1DH	Cycles C, N, P, oxygène
	PEGASE	Bassins-versants et réseau fluvial	1DH ramifié	Cycles N, P, DBO, oxygène
	RIVER-STHALER	Réseau fluvial Évolution pluridécennale de l'eutrophisation des grands fleuves	1DH ramifié	Cycles C, N, P, Si, oxygène
	PROSE-RIVE	Cours d'eau	1DH non ramifié	Cycles N, P, DBO, bactéries, oxygène
Estuaires, lagunes et mer côtière	MIKE 3 ECO	Côtier	3D cartésien	Cycles C, N, P, oxygène
	DELWAQ	Côtier	3D volumique curviligne	Cycles N, P, Si, oxygène
	MIRO & CO	Côtier	3D cartésien	Cycles N, P, Si
	ECOMARS3D	Côtier	3D cartésien	Cycles N, P, Si, oxygène
	ERSEM	Côtier	0D à 3D	Cycles C, N, P, Si, oxygène
	MOHID	Estuaire et côtier	3D cartésien	Cycles N, P, DBO, oxygène
	WQMAP	Côtier	3D curviligne	Cycles N, P, oxygène
ECOPATH-ECOSIM	Écosystème marin	0D	Réseau trophique complexe	

Spécificités	Forçages	Principales applications	Limites
Outils variés d'étude de sensibilité	Apports eau et substances dans chaque maille + éclaircissement	Optimisation rejets ponctuels et diffus	Pas de dimension verticale ; pas de régime transitoire
Simulation de diagenèse sédimentaire	<i>Idem</i>	Scénarios de réduction d'apports	
Interface utilisateur convivial	<i>Idem</i>	Scénarios de modification de rejets	Logiciel payant, peu décrit et figé
Couplé à un SIG, avec interface utilisateur convivial	<i>Idem</i>	Scénarios de modification de rejets ponctuels et diffus	Pas de nappe ni de sédiment
Diatomées, chlorophycées, cyanobactéries ; couplé à un GIS (plateforme pyNuts)	<i>Idem</i> + mesures décadaires de débit en plusieurs points	Scénarios de réduction de rejets ponctuels et diffus	Pas d'états transitoires en dessous de la décade, pas de nappe
Divers types de matière détritique	<i>Idem</i>	Effet d'aménagements des rejets sur O ₂	Pas de réseau fluvial, ni nappe ni sédiment
Interface utilisateur convivial	Marée aux limites + météo + apports fluviaux	Optimisation de rejets	Logiciel payant, peu décrit et figé
N groupes phyto, macrophytes, pH, réseau trophique	<i>Idem</i>	Eutrophisation lagunaire et côtière	Logiciel payant, complexité
Phyto <i>Phaeocystis</i> , traçage N	<i>Idem</i> + apports atmosphériques N	<i>Blooms Phaeocystis</i> , scénarios DCE	Pas de sédiment
Ulves, trois phytotoxiques, traçage N et P	<i>Idem</i> + apports atmosphériques N	Marées vertes, scénarios DCE	Pas de biochimie dans le sédiment
Quotas généralisés, trois groupes phyto, biogéochimie dans sédiment	<i>Idem</i>	Eutrophisation mer du Nord et Méditerranée	Très complexe, difficile à calibrer
Calcul de flux intégrés par zones, couplage avec modèle de bassins-versants	<i>Idem</i>	Estuaires et lagunes	Écologie rudimentaire
Bathymétrie sur système d'information géographique mondial	<i>Idem</i>	Rejets industriels et urbains	Ni macrophytes ni réseau trophique
Calculs d'indices de transfert de la matière dans le réseau	Apports nutriments, contraintes écophysiologiques	Réponses des espèces exploitées à l'eutrophisation	Pas de physique spatialisée

MO : matière organique ; N : azote ; BV : bassin-versant ; DBO : demande biochimique en oxygène.

dépasser un niveau acceptable de biomasse chlorophyllienne. En mer côtière se pose la question du rôle respectif des diverses sources de nutriments ; le traçage numérique a permis de visualiser l'action à longue portée, parfois transfrontière, de certains grands fleuves (Loire, Seine, Rhin, etc.) et d'évaluer la part de chacun dans l'eutrophisation des zones côtières ouest-européennes, mais aussi de montrer la part non négligeable (entre 10 et 30 %) des dépôts azotés atmosphériques dans les eaux du large.

Contrôle de la biomasse végétale et des algues toxiques

Dans les rivières et les fleuves, le temps de résidence dans un tronçon s'allonge au fur et à mesure que l'on descend des têtes de bassin (éventuellement torrentueuses en montagne) vers le cours inférieur et l'estuaire. Les modèles reproduisent ce risque croissant d'eutrophisation de la source vers l'embouchure, et certains montrent la compétition entre phytoplancton emporté par le courant et phytobenthos fixé au fond. Contrairement au phytoplancton, le phytobenthos peut croître dans les eaux courantes des parties plus en amont des fleuves, générant d'ailleurs un freinage du courant exploré par quelques modèles. À la fin du xx^e siècle, étant donné la richesse nutritive de beaucoup de fleuves, les modèles montraient rarement une limitation de la croissance algale par P ou N, seul Si limitait la croissance des diatomées après leur efflorescence printanière ; l'éclairement et le temps de résidence restaient les facteurs de contrôle dominants. Depuis l'interdiction du phosphate dans les lessives et la déphosphatation généralisée des stations d'épuration, plusieurs cas modélisés montrent une limitation par le P, qui a diminué partiellement les très fortes proliférations visibles dans le cours médian des fleuves. Les diatomées dominent en général le phytoplancton printanier et automnal, alors que l'été, la baisse du débit et le fort éclairement autorisent la croissance d'algues non siliceuses, des chlorophycées notamment. Pour diminuer l'eutrophisation des cours d'eau *stricto sensu*, les modèles ont donc en général recommandé de baisser les apports phosphorés plutôt que les apports d'azote. La modélisation a aussi apporté des propositions de critères d'eutrophisation plus adaptés aux fleuves. Si on peut en effet transférer les critères d'eutrophisation lacustre (par exemple biomasse chlorophyllienne planctonique dans la colonne d'eau) aux systèmes fluviaux lents (lentiques) tels que la Seine, il faut les modifier pour les cours d'eau rapides (lotiques) tels que la Garonne amont. Des critères dynamiques comme la production primaire et la respiration, ainsi que leur rapport, permettent de diagnostiquer soit l'eutrophisation d'un segment autotrophe (production/respiration > 1) où la production dépasse 1-2 mg C/m²/j¹, soit une pollution organique d'un segment hétérotrophe (production/respiration < 1) où la respiration dépasse 1-2 mg C/m²/j¹. Par ailleurs, si la cible ultime est la diminution de l'eutrophisation côtière, les modèles peuvent fournir à travers les rapports N/P/Si des flux à l'embouchure des indices de risque (par exemple ICEP) de développement d'espèces marines toxiques (diatomées *Pseudo-nitzschia* ou dinoflagellés en eaux à fort rapport N/Si). C'est par ce lien avec l'eutrophisation marine que des modèles récents recommandent donc également une forte baisse des apports azotés dans les fleuves.

Dans les lacs, les modèles montrent en général qu'une augmentation des apports en P ne modifie pas beaucoup la biomasse des diatomées (assez vite limitées par la diminution de

l'éclairement disponible par effet d'auto-ombrage), alors qu'elle stimule la prolifération estivale des cyanobactéries. Selon les modèles, l'augmentation prévue de la température de l'eau liée au changement climatique aurait tendance à avancer la floraison printanière de diatomées, après laquelle l'épilimnion resterait plus longtemps carencé en azote inorganique dissous, favorisant alors la prolifération des espèces de cyanobactéries fixatrices d'azote, et une diminution consécutive du zooplancton herbivore en raison de la faible valeur nutritive des cyanobactéries.

Les estuaires ont une production primaire limitée par l'éclairement, en raison de la forte turbidité de la zone de transition eau douce-eau de mer. Mais de nombreux estuaires sont aussi protégés des proliférations planctoniques par leur faible temps de résidence, à tel point qu'un modèle a servi à explorer les effets d'une possible dérivation partielle du Yangzi Jiang dans un bras plus rapide, avec l'objectif de diminuer la production primaire et la réorienter vers des espèces moins nuisibles. Toutefois, dans une vingtaine de cas finlandais et une quinzaine au Canada, la chlorophylle moyenne ou le déficit d'oxygène dans les eaux de fond ont pu être significativement corrélés avec le pourcentage de surface agricole sur le bassin-versant. Plusieurs modèles de petits estuaires ont montré que l'eutrophisation estuarienne pouvait être réduite par la baisse des apports fluviaux azotés, alors que d'autres ont montré que dans les grands estuaires, c'était le P qui restait l'élément de contrôle, comme en eau douce. Le constat que pratiquement aucun estuaire au monde ni aucune zone marine côtière tempérée (à part le nord très peu salé de la mer Baltique) ne semblent favorables à la prolifération de cyanobactéries, pourtant capables de surmonter la limitation par N, a posé aux scientifiques une énigme, que deux modèles oD très simples ont tenté de résoudre. Les deux montrent que, en mer, la croissance des cyanobactéries devient trop faible pour contrebalancer la dispersion par les courants et la prédation exercée par le zooplancton et les invertébrés benthiques filtreurs. Ceci est en partie dû à la biodisponibilité plus faible du molybdène et du fer, qui ralentit tellement la croissance des cyanobactéries qu'elles ne parviennent plus à générer des quantités de cellules photosynthétiques suffisantes pour alimenter en énergie les cellules spécialisées dans la fixation d'azote gazeux.

En lagune, les modèles ont permis, en augmentant les apports d'azote, de reproduire le remplacement successif des prairies de zostères et des petites espèces de phytoplancton par des accumulations de macroalgues benthiques vertes puis, enfin, par des proliférations de grandes espèces de phytoplancton. Ils montrent aussi le passage d'une limitation phosphorée printanière à une limitation azotée estivale. La simulation de cultures ostréicoles dans une lagune crée un puits de phytoplancton drainant des nutriments bien au-delà de la stricte zone de culture, et génère une source locale de nutriments recyclés à partir des biodépôts organiques sédimentés sur le fond. Les installations conchyliques en lagune créent donc une fixation locale au fond d'une partie des apports nutritifs provenant sporadiquement des bassins-versants. Ce foyer benthique de nutriments est la cause d'une prolifération de macroalgues vertes qui, en mourant, augmentent encore la matière organique concentrée au fond.

En mer côtière, les proliférations de macroalgues vertes se sont avérées contrôlées par la richesse en azote de l'eau littorale. Les modèles ont eu pour objectif d'estimer des seuils de concentration à ne pas dépasser à l'exutoire des fleuves, pour contenir ces « marées vertes » à un niveau acceptable. Dans plusieurs autres sites, les modèles suggèrent qu'une réduction forte des apports azotés pourrait diminuer la prolifération de flagellés (*Phaeocystis*) ou de dinoflagellés, et la toxicité des diatomées *Pseudo-nitzschia* par baisse du rapport N/Si. La gestion des ressources halieutiques, à l'aide du modèle de réseau trophique à l'état stable ECOPATH, simulant de nombreux compartiments animaux jusqu'aux poissons, a montré que l'eutrophisation pouvait maintenir l'écosystème dans un état productif, mais un peu immature, car le réseau trophique ramifié a laissé place à quelques petits réseaux trophiques à chaînes courtes.

Contrôle de l'oxygène dissous dans les eaux de fond

Dans les rivières et les fleuves, la consommation d'oxygène était, jusqu'à la moitié du ^{xx}e siècle, massivement le fait de la dégradation des rejets bruts de matières organiques, tant urbains qu'industriels (tanneries, etc.). Une première étape d'épuration de ces rejets a conduit alors à rejeter dans les fleuves le produit de la dégradation aérobie de ces matières organiques, c'est-à-dire pour l'azote, d'abord de l'ammonium, puis du nitrate si le procédé d'épuration comporte une phase aérobie. Les modèles simulant la nitrification expliquent que ces rejets « clarifiés » ont pu effectivement restaurer l'oxygénation du fleuve en aval immédiat des stations d'épuration, mais que la lente nitrification bactérienne, au fil du fleuve, de cet ammonium rejeté en amont a reporté le problème de l'anoxie parfois très en aval, non loin de l'embouchure (Seine, Loire). Depuis la fin des années 2000, l'ajout systématique d'une étape finale de nitrification/dénitrification dans les stations d'épuration a permis de supprimer cet effet délétère différé en dégazant l'azote dans l'atmosphère. La simulation des profils d'ammonium et d'oxygène dissous lors de trois époques successives montre la spectaculaire restauration de l'oxygénation de tout le cours de la Seine au fur et à mesure que sa teneur en ammonium était abaissée.

En lac, les modèles ont permis d'évaluer quantitativement les effets à attendre d'une réaération artificielle de l'hypolimnion. Dans les petits réservoirs, l'entraînement de l'eau de l'hypolimnion par des bulles ascendantes permettrait de déstratifier localement la colonne d'eau, et d'introduire de l'oxygène dans l'eau par diffusion à travers les parois de microbulles (diamètre ≈ 1 mm).

En estuaire, le risque d'anoxie vient de l'isolement d'une couche de fond, qui reçoit les matières détritiques sédimentant sans pouvoir renouveler son oxygène dissous à partir de l'atmosphère. La modélisation montre que l'approfondissement de l'estuaire par dragage peut aussi transformer un estuaire bien mélangé verticalement en un estuaire à biseau salé, propice à l'hypoxie si l'on n'a pas parallèlement diminué la quantité de matière détritique.

En lagune, du fait de la très faible hauteur d'eau et de la proximité des stocks sédimentaires, plusieurs modèles se sont focalisés sur la simulation de l'accumulation des matières organiques dans les sédiments, notamment en zone ostréicole génératrice

de biodépôts. La minéralisation intense de ces dépôts provoque un flux nutritif vers l'eau de fond, qui stimule la prolifération de macroalgues vertes, et une forte consommation d'oxygène en été, qui peut conduire à l'anoxie mortelle pour la faune (phénomène de malaïgue). La prise en compte des flux benthiques d'azote et de phosphore dans le modèle s'avère en général indispensable à une simulation réaliste de l'état d'eutrophisation des lagunes.

Les zones hypoxiques de mers côtières (en mer Baltique, mer Noire, golfe du Mexique), tant dans les modèles statistiques que dans les modèles mécanistes, se sont avérées liées (mais de façon non linéaire) aux apports croissants d'azote par les fleuves locaux. On explique ainsi l'apparition au début des années 1970, puis l'extension de la zone eutrophe et hypoxique la plus vaste au monde (22 000 km²), dans le golfe du Mexique. Plus la zone est stratifiée, plus les processus de respiration instantanée du phytoplancton et des bactéries minéralisatrices dans la zone obscure de la colonne d'eau ressortent comme les processus contrôlant ces hypoxies, la lente minéralisation du stock détritique sédimentaire constituant un facteur aggravant. Les résultats de différents modèles peuvent être utilisés pour compléter la couverture géographique des réseaux de surveillance et fournir une carte de l'état d'oxygénation des fonds, comme en mer Baltique.

Scénarios de remédiation testés par simulation

Sur les bassins-versants, les scénarios les plus souvent testés concernent l'application de bonnes pratiques agricoles, donc la réduction de la fertilisation. Ces scénarios aboutissant à une amélioration insuffisante de la qualité de l'eau, les modèles peuvent tester des mesures complémentaires, comme la mise en place de zones tampons (bandes enherbées, zones tampons riveraines). Enfin, les modèles ont exploré des scénarios plus radicaux, tels que le développement de l'agriculture biologique ou de conservation, ou la conversion de terres arables en prairies permanentes ou en forêt. Sur les grands bassins-versants, les modèles montrent que le développement de l'urbanisation et de l'agriculture conventionnelle augmenterait les pertes de nutriments, mais restent plus ambigus sur l'effet d'une diversification des cultures, des changements climatiques et de la hausse du CO₂. Par exemple, si le réchauffement est censé diminuer les flux d'eau, et donc aussi les flux dissous par lessivage des sols, les flux de nutriments sous forme particulière pourraient s'intensifier lors d'événements extrêmes plus fréquents ; la hausse des températures jouera à la fois sur les processus sources (minéralisation de l'azote du sol, diminution de l'extension des zones humides dans les têtes de bassins-versants) et les processus puits (dénitrification). Ces simulations prennent rarement en compte les changements à moyen et long terme de l'utilisation du sol, induits ou non par les changements climatiques, dont l'effet pourrait être bien supérieur à l'effet thermique direct sur le fonctionnement des systèmes.

Dans les rivières et les fleuves, les modèles montrent que l'amélioration ultime des traitements des rejets urbains dans les stations d'épuration (déjà très efficaces pour beaucoup d'entre elles) ne parviendrait qu'à baisser les biomasses planctoniques que

de quelques pour cent supplémentaires. Si les modèles ont contribué à focaliser la lutte contre l'eutrophisation des cours d'eau sur l'abaissement des rejets phosphorés, la prise en compte désormais des effets des apports terrigènes sur l'eutrophisation marine amène à tester des scénarios de diminution combinée des flux azotés et phosphorés continentaux, allant jusqu'à prendre en compte des modifications profondes des systèmes agricoles, voire des systèmes alimentaires (diminution de la part des produits animaux dans l'alimentation) (cf. ESCo Élevage et environnement).

Dans les lacs, des simulations ont évalué l'efficacité de différentes mesures physiques (réaération par bulleurs) ou chimiques (traitement des eaux usées, réduction des nutriments issus de l'élevage) et de leur combinaison pour préserver la qualité des lacs. Les modèles permettent par exemple de conseiller un nombre de buses, un débit gazeux et une taille de bulles (diamètre = 1 mm) optimaux pour induire la déstratification estivale. Ils montrent aussi que l'augmentation de poissons herbivores peut contribuer à la restauration du bon état écologique en diminuant la biomasse phytoplanctonique.

En estuaire, plusieurs modèles ont montré que la réduction des apports nutritifs par baisse du débit fluvial ne réduirait pas la biomasse phytoplanctonique estuarienne autant qu'une baisse des concentrations dans l'eau fluviale. Un modèle multirégressif calibré sur 10 estuaires américains se jetant dans le golfe du Mexique, donnant le niveau d'hypoxie en fonction de l'intensité de la stratification, du flux d'azote et du rapport P/N du fleuve, a montré que sept estuaires requerraient entre 50 et 95 % de réduction des flux azotés actuels pour revenir à une oxygénation suffisante. Toutefois, dans un cas d'estuaire moyennement eutrophe hébergeant de la conchyliculture (élevage de moules du Limfjord danois), un modèle a expliqué la baisse de croissance du cheptel (et son impact économique négatif) par une réduction trop forte des apports terrigènes, suite aux recommandations faites pour recouvrer le bon état écologique de la DCE. En ce qui concerne l'effet du changement climatique, un modèle a montré que les surfaces des herbiers régresseront encore de quelques pour cent si le niveau marin monte de 30 cm, mais qu'elles pourraient réaugmenter de 50 % si on diminuait les apports terrigènes de nitrate de 50 % ou plus.

L'une des principales motivations des modèles de lagunes eutrophes a été la simulation d'opérations de remédiation basées sur la diminution des apports nutritifs terrigènes, la circulation de l'eau par pompage ou l'élargissement des canaux vers la mer, l'exploitation de la biomasse végétale, la modification de l'emplacement et de la densité d'élevage des structures ostréicoles, ou l'enlèvement de la couche superficielle des sédiments saturée en nutriments. La diminution des apports nutritifs terrigènes (azotés pour les lagunes marines et saumâtres, phosphorés pour les lagunes quasiment douces) semble être en général la stratégie de remédiation la plus efficace, mais il convient de bien cerner la part respective de l'urbain et de l'agricole dans ces apports. En cas de dominance urbaine, la stratégie couplant une minéralisation partielle de la matière organique en stations d'épuration et un *by-pass* partiel des rejets en mer apparaît à efficacité égale comme moins onéreuse que la minéralisation complète de la matière orga-

nique en stations d'épuration. Dans le cas de bassins-versants agricoles, les modèles permettent de montrer que c'est la partie diffuse des apports azotés d'origine agricole qu'il conviendrait d'abord de diminuer fortement, car les apports ponctuels de N et P d'origine urbaine ne représentent souvent qu'une faible partie des apports. Dans les lagunes conchylicoles comme l'étang de Thau, vu le point de départ très côtier des malaïgues, la modélisation montre qu'éloigner les parcs ostréicoles de la côte limiterait considérablement le risque d'extension des malaïgues et que la réduction de la biomasse en élevage freinerait l'auto-alimentation de la malaïgue en diminuant la matière organique morte. Aucun modèle n'a encore vraiment simulé l'effet attendu du raclage de la couche superficielle du sédiment.

En mer côtière ouverte, si P et Si s'avèrent souvent limitants à la fin de la floraison printanière, c'est N qui devient limitant en été, quand les risques de prolifération de dinoflagellés toxiques ou d'hypoxie de fond sont les plus grands. En Europe du Nord-Ouest, on peut considérer que les objectifs OSPAR de réduction des apports ont été atteints, voire dépassés, pour P grâce à l'implémentation de mesures environnementales, tandis que, pour N, des modèles montrent qu'un changement radical des pratiques agricoles devait être envisagé pour atteindre ces objectifs. Sauf dans les mers encloses (mer Baltique très peu salée, et mer Noire peu salée), où il faut réduire les apports de P, la très grande majorité des modélisations recommandent une réduction des apports de N, souvent dans de fortes proportions. C'est toujours le cas pour les accumulations littorales de macroalgues vertes, mais c'est également souvent dans les cas d'eutrophisation phytoplanctonique, par exemple pour limiter les efflorescences de *Phaeocystis* de mer du Nord ou diminuer l'anoxie du golfe du Mexique. Certains modèles évaluent entre 45 % et 70 % la réduction nécessaire des apports terrigènes d'azote pour obtenir un résultat significatif. Quelques modèles suggèrent également qu'il est important de ne pas laisser les apports azotés saturer les capacités dénitrifiantes du sédiment, ni les apports de phosphore saturer les oxydes de fer adsorbés de phosphate, car une aggravation soudaine de l'eutrophisation (point de basculement) pourrait en résulter. La constitution d'un stock sédimentaire de matière organique est pointée comme un retardateur potentiel des effets d'une remédiation et la cause d'un réologotrophisation plus lente que l'eutrophisation (phénomène d'hystérésis) : pour les grands sites majeurs enclavés comme la mer Baltique, même en cas d'arrêt brutal et définitif des apports anthropiques terrigènes, la modélisation suggère que le retour à une situation de non-eutrophisation pourrait prendre un siècle. Pour cette mer, les modèles tendent à montrer que le réchauffement climatique risque d'étendre les zones hypoxiques et anoxiques, sauf si l'on parvient à réduire fortement les apports de nutriments. L'augmentation des bivalves ou poissons brouteurs s'avère être un levier de remédiation à utiliser avec précaution, en raison des effets indirects en retour que cela peut induire : si la colonne d'eau est effectivement épurée de son excès de phytoplancton, le recyclage plus rapide des nutriments peut augmenter la production primaire et donc les bio-dépôts organiques sur le fond et les risques d'hypoxie.

■ Les limites actuelles des modèles et les améliorations envisageables

Pour la partie physique (hydrodynamique, température et salinité), les modèles ont incontestablement fait des progrès en réalisme quand ils sont passés d'une approche par compartiments (modèles multiboîtes numériquement diffusifs) à une approche aux dérivées partielles dans l'espace 1D, puis 2D et enfin 3D.

Pour la partie biogéochimique et écologique des écosystèmes aquatiques, il n'existe pas vraiment de consensus clair sur les processus à prendre en compte, leur hiérarchisation, et surtout la façon de les formuler. Ne simulant qu'un seul cycle biogéochimique (P en eau douce, N en eau marine), les premiers modèles historiques ne pouvaient pas faire émerger d'eux-mêmes une limitation préférentielle par N ou P, alors qu'aujourd'hui la plupart des modèles de fleuves, d'estuaires et d'écosystèmes côtiers simulent en parallèle les cycles de N et P, voire Si, et parviennent à désigner par eux-mêmes la succession dans le temps et/ou l'espace de l'élément le plus limitant. C'est ainsi qu'en milieu marin, les modèles désignent bien d'eux-mêmes l'azote comme l'élément limitant des marées vertes à macroalgues, tandis qu'ils montrent une succession plus complexe dans le cas des eaux colorées à phytoplancton : leur limitation printanière est souvent aujourd'hui le fait du phosphore et/ou du silicium, tandis que leur limitation estivale repasse sous le contrôle de l'azote. Le forçage encore peu fréquent de modèles marins par des modèles fluviaux permet d'explorer des scénarios de réduction couplée de N et P. Par ailleurs, initialement dotés d'une variable phytoplanctonique unique, les modèles essaient aujourd'hui de simuler la compétition entre différents types algaux par introduction de traits fonctionnels dans la formulation des compartiments phytoplanctoniques ou benthiques ; mais cela se heurte pour l'instant au manque de paramétrisation robuste des traits de ces groupes. Le couplage de processus se déroulant dans le sédiment avec ceux pris en compte dans la colonne d'eau se développe progressivement pour les descripteurs chimiques, mais très peu pour les descripteurs biologiques : presque aucun modèle ne gère à l'heure actuelle les phases sédimentaires dormantes des cyanobactéries, micro- ou macroalgues proliférantes. Par ailleurs, les flux nutritifs entre eau et sédiment estimés par les modèles s'avèrent être très sensibles au type de formulation (avec seuil ou graduellement variable) adopté pour l'effet de la teneur en oxygène sur la bioturbation. Enfin, très peu de modèles d'eutrophisation intègrent une description détaillée du réseau trophique, et l'on manque actuellement d'études sur les modifications de biodiversité induites par l'eutrophisation récurrente : stimulation du plancton gélatineux, régression de la diversité algale, succession des macroalgues : *Cladophora* → *Pylaiella* → *Ulva* dans une baie marine graduellement enrichie, effet des substances toxiques issues de l'eutrophisation telles que H₂S, cyanotoxines ou toxines phytoplanctoniques. De même, très peu de modèles ont abordé l'impact des contaminants (métaux, pesticides, polluants émergents) dans les processus liés aux phénomènes d'eutrophisation.

Les études de sensibilité ou d'incertitude existantes montrent le plus souvent que les paramètres des équations ont des effets corrélés, et que seuls quelques-uns contrôlent les résultats. On note aussi un effet d'échelle, les modèles de petits écosystèmes s'avérant plus sensibles que ceux de grands systèmes. En partie à cause de l'énorme temps de calcul requis pour réaliser les simulations avec de gros modèles 3D, la calibration est faite sur un nombre très réduit de paramètres, et le degré d'incertitude sur les résultats des modèles est rarement quantifié. Une autre source d'incertitude réside dans les forçages utilisés, qui s'avèrent souvent imprécis dès qu'il s'agit d'activités humaines, car ce sont des données difficiles d'accès et à réactualiser souvent, du fait de leur variabilité dans le temps et l'espace. C'est notamment le cas des activités agricoles : type de fertilisation, transferts d'effluents d'élevage à courte ou longue distance, type d'interculture, de travail du sol, etc. Par ailleurs, la lente réponse des compartiments de stockage (nappes souterraines, sédiments) fait que les écosystèmes eutrophes sont plus souvent en état transitoire que stationnaire, et peu de modèles disposent des longues séries temporelles d'observations qui seraient nécessaires pour bien les calibrer/valider. Enfin, il ne faut pas oublier que plusieurs variables d'état des modèles sont très rarement mesurées, notamment les variables détritiques, dans l'eau et les sédiments. Tout cela devrait inciter les auteurs à faire preuve de beaucoup de prudence dans leurs conclusions. Sur la mer Baltique et la mer du Nord, quelques articles récents ont comparé les résultats de plusieurs modèles, ou les ont combinés dans des simulations dites ensemblistes. La disparité entre les modèles augmente quand on passe de la physique (courants, température, salinité) à la chimie (nutriments), puis à la biologie (algues, brouteurs).

L'application des modèles à l'évaluation de scénarios de remédiation est réalisée pour fournir de grandes tendances suite à des modifications fortes des forçages, et souvent en ne considérant qu'un segment du continuum, alors que les flux nutritifs se transfèrent et se transforment des têtes de bassin à la mer côtière. En raison du passage graduel d'une limitation de la croissance phytoplanctonique par le phosphore en eau douce à une limitation par l'azote en mer, il convient de savoir où se trouvent, sur le gradient de salinité, les proliférations planctoniques et les hypoxies que l'on souhaite voir diminuer pour évaluer le rôle respectif des apports terrigènes de N ou P. L'introduction systématique des compartiments accumulateurs et donc à temps de réponse long, qu'ils soient physiques (sol, nappes souterraines, bras morts de fleuves, marais maritimes) ou biogéochimiques (stocks des sols et sédiments), constitue une voie d'amélioration des modèles. La modélisation des transferts diffus de phosphore reste en particulier un défi scientifique, en raison de leur intermittence et leur grande variabilité (entraînement par les pluies d'orage, érosion des berges, etc.). Le chaînage des modèles de bassin-versant avec ceux des réseaux fluviaux puis enfin avec ceux de la mer côtière a commencé à se pratiquer depuis les années 2000, mais concerne souvent des systèmes de grande extension et utilise des formalisations simplifiées. La fiabilisation de ces chaînes de modèles et une meilleure évaluation de leurs incertitudes sont un préalable à leur utilisation opérationnelle pour cerner les flux maximums admissibles qui garantiraient la non-eutrophisation de l'ensemble du continuum aquatique.

I Des approches systémiques de modélisation : SFA, ACV et modèles bioéconomiques

Parallèlement à ces approches de modélisation, des démarches d'estimation des flux et des risques potentiels d'eutrophisation ont été développées pour mieux estimer les impacts des activités humaines sur les flux d'azote et de phosphore. Ces approches sont particulièrement intéressantes dans des démarches de comparaison de scénarios de remédiation.

L'approche SFA (*Substance Flow Analysis*) permet de calculer des flux, à l'échelle d'un pays ou de régions, pour mettre en évidence la contribution de certaines filières de production, notamment de filières agricoles. Les flux aux systèmes naturels sont basés sur des coefficients estimés souvent très grossièrement, de sorte qu'ils n'ont pas de sens à l'échelle locale. Cette approche a été particulièrement appliquée pour estimer les flux de phosphore. Par exemple, un inventaire réalisé au Royaume-Uni a permis de comparer la production de phosphore sous forme de déjections aux besoins des cultures, indiquant un léger excédent ; puis de distinguer la provenance selon les différentes filières de production animale. Au niveau français, cet inventaire des flux de phosphore a été fait à l'échelle nationale et sur deux grandes régions (Bretagne, Bassin parisien). Il a permis de quantifier les flux liés à l'alimentation animale et aux déjections, et donc de calculer un coefficient d'excrétion, puis de les comparer aux exportations par les cultures. Cette approche permet d'approcher l'échelle à laquelle peuvent s'instaurer des déséquilibres entre les apports et les exportations par les cultures.

L'approche ACV, ou analyse du cycle de vie, et le calcul d'une empreinte azote ont été développés pour évaluer les impacts potentiels sur l'eutrophisation de modes de production, en agriculture notamment, de traitement des eaux. Ces approches ont pu être appliquées à une filière de production agricole, à des modalités de production, plus récemment à un territoire. L'intérêt de ces approches est de bien prendre en compte l'ensemble des sources, y compris les transports, les infrastructures, etc., et donc de resituer les impacts de filières dans une vision globale des modalités de production. La limite de ces approches est qu'elles ne sont pas contextualisées, étant basées sur des approches normatives de coefficients d'impact. Ces approches permettent aussi de considérer un ensemble d'impacts (changement climatique, acidification, etc.) et d'analyser des synergies et/ou des antagonismes entre différents enjeux. Les travaux réalisés s'accordent en général sur la nécessité de tenir compte du devenir des émissions qu'elles soient atmosphériques, dans le sol ou dans l'eau, et de leurs effets, notamment par la notion de charge critique. Les modèles sont basés sur une simplification, considérant l'élément limitant par référence au ratio de Redfield. L'empreinte N est une méthodologie prometteuse d'autant plus qu'elle est couplée à l'analyse du cycle de vie, prenant en compte le système anthropique et le milieu. Elle permet de donner une vision globale de l'usage et de l'efficacité de l'azote. Cet inventaire des méthodes doit aussi souligner les tentatives encore peu nombreuses pour coupler des modèles biophysiques et économiques. Certains des résultats issus de ces modèles ont été évoqués ci-dessus dans la partie économique.

Agir dans la complexité : instruments et pratiques d'une gestion intégrée

I Une gestion intégrée de l'eau pour une meilleure prise en charge de l'eutrophisation

De nombreux travaux publiés depuis les années 1990 mettent l'accent sur l'intérêt d'aborder les processus d'eutrophisation dans le cadre de dispositifs de recherche fondamentale et de recherche finalisée visant la production de connaissances interdisciplinaires, en articulant sciences biophysiques et sciences humaines et sociales. Ils relèvent, pour la plupart, de l'écologie appliquée et des sciences de gestion. Cette évolution n'est pas propre à l'étude des problèmes d'eutrophisation, mais concerne, de façon générale, la plupart des problèmes environnementaux résultant à la fois de l'accélération des changements et du couplage entre changements environnementaux et changements sociaux dans les systèmes socio-écologiques complexes. Elle est particulièrement développée dans le domaine de la gestion de l'eau et des zones côtières, où les principes de la gestion intégrée sont repris dans différents dispositifs de politiques publiques. La diversité disciplinaire des auteurs comme l'évolution des politiques publiques participent ainsi à la structuration d'un domaine de production scientifique relevant des sciences de la soutenabilité, qui investit de nouvelles approches conceptuelles de la gestion de l'eau et dont l'eutrophisation constitue un cas d'école. Ce domaine de recherche, en plein développement, vise à construire des connaissances interdisciplinaires permettant une compréhension et une prise en charge effective des problèmes de durabilité. Très structuré en Scandinavie et en Amérique du Nord, il est encore peu développé en France.

La plupart des travaux qui s'inscrivent dans cette perspective restent cependant circonscrits à l'Europe et à l'Amérique du Nord, aires géographiques pour lesquelles les pollutions azotées et phosphorées font l'objet d'une problématisation ancienne et de politiques publiques très structurées. Les publications en sciences sociales qui prennent l'eutrophisation comme objet central d'analyse, et non comme élément de contexte, restent néanmoins encore peu nombreuses, et portent souvent sur des données assez anciennes. Le fait que la gestion intégrée soit de longue date reconnue, en France comme en Europe, comme un principe directeur de la gestion de l'eau s'est beaucoup moins traduit en sciences sociales qu'en sciences biophysiques, par de la recherche finalisée. De fait, les travaux sur les politiques de l'eau restent globalement disjoints de ceux qui portent sur la gestion intégrée des socio-écosystèmes concernés par l'eutrophisation. L'ambition des travaux sur la gestion intégrée est généralement de produire des modèles à dimension générique : aussi insistent-ils malheureusement peu sur le contexte réglementaire et les dispositifs d'action publique précis attachés aux cas étudiés.

Ces travaux sur la gestion intégrée des socio-écosystèmes concernés par l'eutrophisation ont deux points communs. Le premier est que les approches développées répondent globalement au principe d'une gestion intégrée de l'eau, définie comme la prise en compte des

processus socio-écologiques et de leurs interactions dans un territoire donné (un bassin-versant, par exemple). Le second, lié à cet ancrage conceptuel, réside dans le questionnement de la production des savoirs au sein de la gestion intégrée. Quels savoirs doit-on et peut-on mobiliser pour rendre compte des processus socio-écologiques qui concourent à l'eutrophisation ? Comment peut-on les élaborer afin de les rendre opérationnels pour la gestion ? Comment doit-on les présenter aux acteurs qui sont susceptibles de prendre des décisions ou de changer leurs pratiques ? Les modalités d'implication des porteurs d'enjeux sont ainsi discutées dans leur efficacité et limites respectives.

Un traitement de la complexité des processus d'eutrophisation

L'appel à une gestion plus intégrée est d'abord lié à la mise en évidence et à la réévaluation de la complexité des systèmes concernés et des phénomènes d'eutrophisation qu'ils subissent, appelant à un dialogue entre différentes disciplines scientifiques, au-delà du domaine strict des sciences de l'environnement. Les différentes dimensions de cette complexité ont été développées dans les chapitres précédents : les processus d'eutrophisation sont multifactoriels, non linéaires, marqués par des irréversibilités. L'eutrophisation apparaît comme un phénomène multiforme, caractérisé à la fois par la chronicité, l'existence d'épisodes de crises et de points de basculement, qui oblige à repenser les formes traditionnelles de lutte contre les problèmes environnementaux. La littérature scientifique relative à la gestion de l'eutrophisation véhicule donc, de façon générale, l'idée majeure que les réponses apportées seront intégrées et systémiques, c'est-à-dire prenant davantage en compte la nature et la multiplicité des interactions et rétroactions entre changements sociaux et politiques d'une part, et changements écologiques d'autre part. La spatialisation et la temporalité des processus socio-écologiques concernés obligent en effet à déconstruire un mode de pensée linéaire et de simple causalité.

Les expériences interdisciplinaires entre sciences sociales et sciences de l'environnement au sujet de l'eutrophisation reprises dans la littérature soulèvent deux enjeux scientifiques majeurs. Le premier enjeu réside dans la difficulté d'obtenir des données issues de domaines scientifiques différents afin de les intégrer dans un questionnement ou un modèle commun ; que ce soit parce que les données socio-économiques sont manquantes, ou parce qu'elles relèvent de démarches qualitatives et non quantitatives. Le second enjeu est relatif au fait que les approches en sciences sociales, notamment lorsqu'elles s'appuient sur des enquêtes par entretiens, « englobent » le sujet de l'eutrophisation dans un système discursif et cognitif bien plus large que le seul processus biophysique. Si cela revêt un intérêt majeur pour le sociologue ou l'anthropologue, cela complique d'une certaine manière l'échange interdisciplinaire. Celui-ci doit alors générer un dialogue réflexif entre disciplines pour tenter d'articuler des résultats qui ne sont pas portés par les mêmes langages, et qui concernent des échelles d'appréhension différentes. La complexité sociale est également largement questionnée par les chercheurs en sciences sociales (sociologues, anthropologues, politistes et géographes) qui développent des approches en termes de représentations et perceptions sociales diversifiées, d'enjeux socio-économiques et politiques potentiellement contradictoires et de

prises en charge publiques contrastées : ces approches peuvent parfois paraître, à court terme, moins opératoires et impliquer une prise de risque pour certains acteurs. Elles sont cependant essentielles dans le cadre d'une action publique efficace dans le temps long.

L'évaluation des effets des politiques publiques de lutte contre l'eutrophisation

Le développement de la recherche sur la gestion intégrée est lié au recul dont disposent désormais les chercheurs pour analyser les politiques de gestion de l'eutrophisation et leurs effets. Les travaux consacrés à l'analyse des politiques de lutte contre l'eutrophisation font d'abord apparaître la multiplicité des trajectoires suivies et leur forte dépendance aux contextes locaux. Ils apportent des éléments précieux de contextualisation des politiques mises en œuvre depuis le début du xx^e siècle.

Face à des phénomènes complexes dont il est très difficile de venir à bout, les auteurs font état de l'écart persistant entre les objectifs affichés, les moyens engagés et la faiblesse des résultats. En effet, des résultats significatifs sur le plan de la maîtrise des flux de phosphore et d'azote ont pu être obtenus dans certaines circonstances précises, de façon temporaire ou plus durable. Ils sont en revanche beaucoup plus limités en termes de restauration des milieux et de diminution des conséquences de l'eutrophisation. Ces résultats sont globalement convergents avec ceux que produisent les sciences de l'environnement jusqu'à présent, bien que les travaux en sciences humaines et sociales adoptent généralement un point de vue plus critique, du fait de leur attention aux conditions sociopolitiques dans lesquelles des instruments de politiques publiques sont conçus et mis en œuvre.

Les recherches menées par les historiens, sociologues, géographes et politistes mettent en effet l'accent sur l'importance historique des activités de cadrage des porteurs d'enjeux, qu'il s'agisse des acteurs industriels ou agricoles mis en cause, ou des gestionnaires publics de la ressource : celles-ci recouvrent l'ensemble des activités visant à produire et à définir le sens des idées destinées à mobiliser ou à contre-mobiliser, pour contrôler les termes dans lesquels un problème est mis à l'agenda politique et devient public. Du fait de la prédominance des approches techniques du problème et de la difficulté à infléchir des modèles de développement qui tendent vers une augmentation des facteurs de stress des hydrosystèmes, ces activités de cadrage ont joué un rôle déterminant dans la prise en charge effective de l'eutrophisation : elles ont conduit à la fois à une limitation du spectre des instruments d'action publique mobilisés, à une focalisation sur certaines activités et à un ajustement à la baisse des objectifs poursuivis.

La gestion de l'eutrophisation implique par ailleurs la prise en compte des intérêts et des représentations parfois antagonistes des acteurs sociaux au sujet des problèmes d'eutrophisation. Du fait des tensions sociales et politiques liées à l'eutrophisation, à ses conséquences et à sa gestion dans certains territoires, la participation d'acteurs extra-institutionnels – ou de groupes d'intérêts dont la collaboration avec l'administration est moins établie – au travail de problématisation est assez limitée et suscite la méfiance. Elle s'avère pourtant essentielle dans une perspective de changement, en empêchant que les

stratégies d'évitement obèrent dans la durée la crédibilité des institutions et la légitimité des réglementations environnementales. De nombreux travaux menés dans la région des Grands Lacs et en Europe montrent ainsi le rôle majeur que joue la mobilisation des associations de défense de la qualité de vie, d'usagers (comme les pêcheurs ou les praticiens d'activités aquatiques) ou de scientifiques lanceurs d'alerte dans la mise en mouvement de l'action publique. Leur intégration dans la gouvernance locale de la qualité de l'eau, comme dans les Commissions locales de l'eau en France, oblige certains acteurs-clés à intensifier leurs efforts. C'est par exemple le cas en France quand, en 2008-2009, des associations locales de lutte contre les marées vertes alertent sur les dangers sanitaires associés à la décomposition des algues vertes sur les plages en Bretagne : bien que la prévalence et la gravité de ce risque ne soient pas reconnues par tous les porteurs d'enjeux, ce changement de cadrage occasionne une implication beaucoup plus importante de l'État et le lancement d'un plan gouvernemental de lutte contre les algues vertes doté de moyens conséquents.

Dans ce contexte, l'absence de reconnaissance de la diversité des représentations et des « façons de connaître » est un point de faiblesse des politiques négociées. Les représentations sociales constituent et reflètent en effet des formes d'appropriation des éléments de l'environnement, auxquels sont attribués un sens et une valeur. Autrement dit, une meilleure connaissance des perceptions de la qualité de l'eau et des problèmes qui l'affectent est susceptible de contribuer à transformer les porteurs d'enjeux et d'intérêts particuliers en contributeurs effectifs de la conception et de la mise en œuvre des politiques de gestion.

La dynamique des connaissances et les relations entre sciences et politiques

Pour faire face à l'incertitude et à la complexité des problèmes d'eutrophisation, un consensus s'est donc progressivement construit pour les aborder simultanément dans leurs dimensions scientifique et politique. Les gestionnaires des milieux, et de l'environnement de manière plus générale, sont à l'interface de la production scientifique et de l'application de mesures visant à enrayer les processus d'eutrophisation. Le partage des savoirs entre scientifiques et gestionnaires n'est pas seulement dépendant de l'état des connaissances concernant l'eutrophisation, mais également de la manière dont ces connaissances sont diffusées et partagées. Il est ainsi impossible de comprendre la production et la diffusion des connaissances utiles à la gestion de l'eutrophisation sans les relier à leurs contextes sociopolitiques d'émergence et de lieux de diffusion. C'est dans cette perspective que des travaux s'intéressent, plus particulièrement, à la réception et à la coconstruction de connaissances hors de la sphère « scientifiques/gestionnaires ». Ces travaux concernent majoritairement les agriculteurs dont les pratiques impactent les milieux aquatiques et sont, à ce titre, réglementées. Plus rarement, ils s'intéressent à la gestion des déchets et des eaux usées et concernent ainsi une population plus large et les opérateurs publics locaux.

Les processus d'eutrophisation sont alors abordés comme des problèmes sociopolitiques, dans le cadre de réflexions plus larges sur la qualité de la démocratie en contexte de fortes incertitudes, comme condition d'une bonne prise en charge des problèmes

environnementaux. Plus que de développer la connaissance, il s'agit alors d'aller dans le sens du développement d'un modèle politique de dialogue autour des connaissances. Ce changement aurait plusieurs vertus :

- faciliter la mise en évidence des liens entre problèmes locaux (l'approvisionnement en eau, le développement local, la cohabitation des activités et des usages, la qualité des milieux, etc.) et les changements globaux, notamment la perturbation des cycles biogéochimiques de l'azote et du phosphore ;
- permettre d'appréhender conjointement l'ensemble des processus qui agissent sur la qualité de l'eau et la diversité des dimensions à prendre en compte ;
- s'inscrire dans une perspective finalisée, dans un contexte où la gestion s'appuie très fortement sur la production et l'interprétation de données scientifiques ;
- faire de la qualité de la communication entre des acteurs sociaux, et plus largement de la reconnaissance de la pluralité des regards, des savoirs et des formes de problématisation, une condition de la réussite des politiques mises en œuvre, allant au-delà du simple dialogue entre la recherche et les organismes gestionnaires, intégrant le poids des activités humaines dans les processus d'eutrophisation et les implications sociales et économiques des actions de remédiation.

Les savoirs relatifs à l'eutrophisation, ses causes et ses impacts sont en effet au centre des questionnements non seulement dans leurs significations, mais surtout dans leur capacité à créer du lien et du sens au sein des rapports sociaux. En particulier, la façon dont les connaissances scientifiques sont mobilisées dans les politiques de lutte contre l'eutrophisation a fait l'objet de lectures circonstanciées et souvent critiques dans la littérature. Le défi majeur consiste ainsi en une transformation effective des interfaces science-politique pour permettre la compréhension, la sensibilisation, la mobilisation des acteurs et leur participation effective dans des politiques qui sont exigeantes en termes d'objectifs, s'inscrivent dans le long terme et mettent en relation des mondes sociaux aux cultures et aux intérêts parfois très éloignés.

I Principes de la gestion intégrée

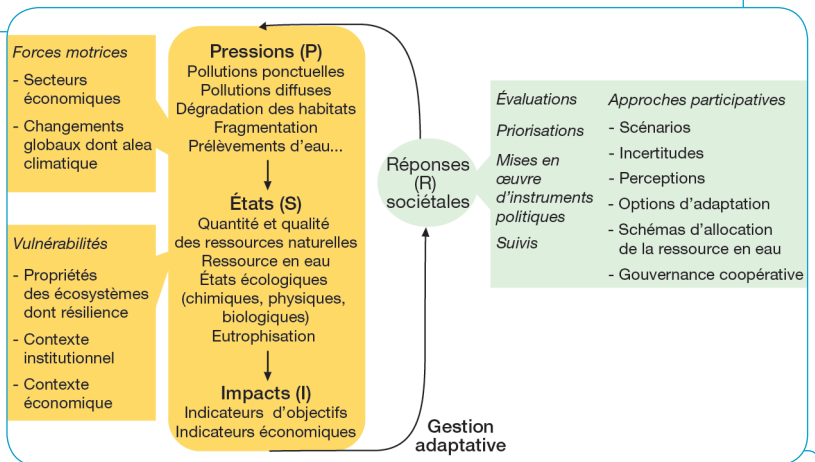
La diffusion de la gestion intégrée s'est appuyée sur des expériences nationales et supranationales. Pour le cas français, la loi sur l'eau de 1964, en créant les Agences de l'eau, a consacré un principe de territorialisation de la gestion, à travers les bassins-versants et de démocratisation participative avec les différentes instances et déclinaisons locales telles que les Schémas d'aménagement de gestion des eaux (SAGE). La gestion par district géographique impulsée, dès 2000, par la DCE à l'aide de plans de gestion et de programmes de mesures a renforcé les principes de gestion intégrée.

Le Parlement mondial de l'eau définit la gestion intégrée des ressources en eau comme « un processus qui favorise le développement et la gestion coordonnés de l'eau, des terres et des ressources connexes, en vue de maximiser, de manière équitable, le bien-être économique et social sans pour autant compromettre la pérennité d'écosystèmes vitaux ». Cette définition portée initialement par les instances

internationales œuvrant avec les grands groupes privés est discutée et appréhendée de manière différente par les chercheurs. La gestion intégrée de l'eau rassemble plusieurs principes. Quatre d'entre eux sont transversaux aux études relatives à l'eutrophisation : l'approche socio-écossystémique, la gestion dite « adaptative », la prise en compte des connaissances « profanes » et les approches participatives. Le cadre d'analyse « Forces motrices-Pressions-États-Impacts-Réponses » (DPSIR) fait, dans ce cadre, l'objet de nombreuses adaptations et de nouveaux développements depuis le milieu des années 2000. Les travaux menés par C. Pahl-Wostl et ses collaborateurs insistent par exemple sur l'intérêt de cette approche pour accroître la capacité du système à faire face au changement et à produire des réponses autonomes (figure 4.3). L'ensemble du processus doit être perçu comme itératif et procédant par boucles successives, par opposition à l'approche assez linéaire et séquentielle qui est souvent adoptée lors de l'utilisation du système PSIR.

De par sa dimension participative et l'hétérogénéité des groupes sociaux potentiellement concernés, la gestion intégrée des socio-écossystèmes implique un travail approfondi sur la diversité des façons de connaître et de problématiser une situation donnée, ainsi que la conception d'indicateurs prenant en compte la dimension sociétale de la prise en charge des pollutions et des processus de changement. La science politique, la sociologie, la psychologie environnementale, l'ethnologie, l'économie, les sciences de gestion peuvent utilement contribuer à cette prise en compte.

Figure 4.3. La gestion adaptative représentée dans un cadre DPSIR étendu (Forces motrices-Pressions-États-Impacts-Réponses).



Les boîtes indiquent le type de variables et de processus qui sont importants. D'après OECD, 1998 ; EEA, 2008 ; Pahl-Wostl, 2007, Friberg, 2014.

I Expériences et pratiques de la gestion intégrée

Gestion intégrée et modélisation

L'élaboration des connaissances pour la gestion se situe à l'interface des sciences de l'environnement et des sciences sociales, nécessitant d'étendre le seul processus « naturel » aux interactions plus générales entre sociétés humaines et les autres composantes des socio-écosystèmes. Penser « à l'interface » nécessite pour les chercheurs, comme pour les gestionnaires, de trouver des outils de dialogue communs.

Dans ce cadre, les modèles sont largement investis et discutés dans la littérature en sciences de l'environnement. Fait nouveau depuis les années 2000, le degré d'intégration des modèles s'accroît et s'étend progressivement au-delà de la modélisation bioéconomique. Les articles théoriques comme les expériences empiriques prenant en compte les dimensions politique et sociale des problèmes d'eutrophisation restent toutefois rares. En dehors de l'économie, les publications en sciences sociales qui découlent de ce mouvement portent pour l'instant moins sur les données utilisées dans les modèles que sur leur réception et leur utilisation dans les arènes de la participation.

La modélisation conceptuelle

Les principes de la gestion intégrée de l'eau se déclinent à travers diverses démarches conceptuelles afin de mieux appréhender la complexité des processus socio-écologiques de l'eutrophisation. Un large consensus se dessine concernant la nécessité :

- d'aborder de manière globalisée, et non plus localisée, ce type de pollution et ses effets ;
- de penser conjointement dynamiques écologiques et sociales dans une perspective de durabilité (entendue au sens large).

Ce consensus agit à deux niveaux différents. Il questionne la production scientifique dans sa capacité à rendre compte d'un tel fonctionnement systémique et/ou suggère, par la pratique de la gestion, de mettre en place ce cadre de réflexion ; les deux niveaux sont bien évidemment liés, nombre de chercheurs étant impliqués dans des programmes de recherche appliquée. Cette littérature donne lieu à des conceptualisations le plus souvent schématisées, montrant les interactions permanentes entre les éléments du système, peu soumises à l'expérience du terrain, mais servant prioritairement de cadres analytiques. Elles se sont particulièrement développées à l'appui des plans de gestion pluriannuels associés à la prise en charge des pollutions dans les Grands Lacs d'Amérique du Nord, en mer du Nord et en mer Baltique. Peu d'entre elles parviennent cependant à concilier la précision dans la description des interactions au sein du système avec un niveau de lisibilité suffisant pour accroître l'intelligibilité des processus et des leviers pour les non-experts.

D'autres travaux reposent sur une modélisation rétrospective

Les chercheurs de l'Alliance pour la résilience proposent ainsi une lecture systémique de l'eutrophisation à travers la notion de cycle d'adaptation. Ce type de modélisation intégrée prend appui sur des analyses longitudinales de long terme, documentées par des données historiques d'écologie qui sont liées à des données contextuelles (changements démographiques, socio-économiques et politiques). La modélisation rétrospective permet une meilleure représentation des dynamiques des socio-écosystèmes, mais reste à dominante descriptive.

La modélisation rétrospective appliquée au cas du lac Mendota aux États-Unis en est un bon exemple, représentatif d'une longue phase de détérioration suivie de tentatives répétées pour restaurer la qualité de l'eau : cinq cycles principaux, chacun étant divisé en quatre phases, ont pu être mis en évidence et modélisés (Carpenter *et al.*, 2001).

Le premier cycle débute avec le développement de l'agriculture autour de 1840, qui affecte profondément mais très progressivement l'écosystème lacustre, du fait des ruissellements des sols labourés, réduisant la transparence de l'eau. L'intensification de l'agriculture et de l'urbanisation après la Seconde Guerre mondiale génère l'effondrement du système et clôture, ainsi, le cycle 1.

Le deuxième cycle débute par une phase de renouvellement et de réorganisation. Dans les années 1970, plusieurs projets visent le détournement des eaux usées, sans grand succès. Des épisodes de croissance d'espèces végétales envahissantes rendent les problèmes d'eutrophisation plus visibles pour les populations riveraines et renforcent leur prise en charge politique. Pour les auteurs, le cycle 2 s'achève sur une transition institutionnelle, mais pas sur un changement d'ordre écologique.

Le troisième cycle est impulsé par les gestionnaires du lac afin de réduire les apports de phosphore à l'échelle du sous-bassin hydrographique. Le faible engagement des agriculteurs explique, en partie, l'échec rapide de ce cycle.

Le quatrième cycle commence dans les années 1980 avec l'introduction de poissons piscivores (les carnivores exerceront une forte pression de prédation sur les poissons planctonophages, permettant au zooplancton brouteur plus abondant d'exercer une plus forte pression de broutage sur le phytoplancton et ainsi réduire la concentration en algues). Cette action de bio-manipulation ne fonctionne que quelques années, et elle est mise en défaut par la pêche et par de forts événements pluvieux s'accompagnant de fortes reprises d'érosion et d'entraînement de sédiment et de phosphore, clôturant le quatrième cycle.

Le cinquième et dernier cycle émane de la collaboration entre les gestionnaires et les chercheurs qui se lancent, à la fin des années 1990, dans un nouveau programme d'action ambitieux (réduction de 50 % des apports de P) liant la participation des agriculteurs, le contrôle de l'érosion et la préservation ou la restauration des zones riveraines et des zones humides. Les niveaux de phosphore ont tendance à se stabiliser, voire à décliner, sans que les auteurs puissent encore l'associer avec certitude aux actions entreprises.

Une dernière famille de travaux est fondée sur la construction de scénarios prospectifs, en lien avec la détermination d'objectifs des politiques publiques et des trajectoires d'évolution.

Ces démarches ont notamment permis de mettre en avant, dans le champ de l'économie, l'intérêt du couplage bioéconomique pour déterminer des objectifs de politiques publiques. Certains auteurs préconisent également des approches différentes, comme de tenter d'améliorer simplement la situation actuelle. Les travaux réalisés en anthropologie et en sociologie sur ce sujet sont moins nombreux et plus critiques. Ils mettent davantage en avant les biais attachés aux choix de scénarios, les asymétries d'information et de pouvoir qui

les sous-tendent, ainsi que le processus de sélection/exclusion des savoirs, notamment des savoirs contextualisés, qui les accompagnent. En l'état actuel des connaissances, les effets de ces démarches sur le plan de l'adhésion des porteurs d'enjeux, de leur mobilisation, de l'effectivité des politiques publiques mises en œuvre restent incertains.

Coconstruire avec les acteurs locaux : le cas des pollutions agricoles diffuses

Les expériences de coconstruction engagées par les chercheurs se concentrent aujourd'hui majoritairement sur les espaces agricoles, ouvrant aux agriculteurs un nouvel espace d'échanges, dans des formes alternatives aux propositions cadrées jusqu'alors par les institutions. Mais la majorité des expériences menées se réalise en lien étroit avec les acteurs institutionnels, ce qui constitue une condition et un appui de la recherche, mais introduit aussi un biais important dans l'évaluation des résultats produits, puisque celle-ci est adossée à des perspectives de transformation des pratiques et de régulation, donc comporte une forte dimension normative.

Les objectifs poursuivis dans le cadre de telles démarches sont multiples :

- développer des alternatives de gestion prenant en compte les points de vue des acteurs locaux afin de résoudre les conflits liés à la ressource en eau ;
- élaborer des modèles relatifs aux apports de nutriments depuis les espaces agricoles jusqu'à leur émission dans les masses d'eau réceptrices afin de partager les connaissances avec les acteurs locaux ;
- construire des outils sous forme de scénarios pour planifier et estimer économiquement la gestion future.

Dans le contexte institutionnel de l'application de la DCE, la majorité des articles internationaux sur ce thème émanent de collectifs de chercheurs scandinaves. Mais des recherches sont également menées, depuis le début des années 2000, en France et au Royaume-Uni, focalisées sur l'échelle locale. De fait, un nombre croissant d'auteurs s'intéresse aux pratiques agricoles et à leurs possibles modifications dans le cadre de la mise en œuvre des réglementations. Celles-ci génèrent, selon les pays, des tensions politiques plus ou moins fortes entre le monde agricole et celui de la protection des milieux aquatiques.

L'ensemble de ces travaux interroge la capacité d'un modèle à être performant dans un cadre participatif. Deux courants de recherche peuvent ici être distingués : l'un est fondé sur la théorie classique des choix rationnels, centrée sur le calcul coût/bénéfices réalisé par les individus ; l'autre introduit une dimension plus qualitative et contextuelle à l'analyse. De façon générale, les enquêtes les plus approfondies mettent en évidence l'importance des identités collectives, de la mémoire des rapports sociaux et de la qualité des relations avec les institutions comme facteurs d'engagement dans des programmes d'amélioration de la qualité de l'eau. Les connaissances partagées au sein du monde agricole concernant les processus d'eutrophisation sont fondamentales pour modifier les pratiques de production et de gestion. L'importance de la diffusion des savoirs au sein du monde agricole et de ses propres règles de fonctionnement est régulièrement soulignée. La confiance, l'expérimentation qui se partage,

les liens identitaires et collectifs sont ainsi à considérer pour étudier les mobilisations dans le monde agricole.

Le cas des marées vertes en France suscite des travaux en termes de sciences de gestion assez proches de ceux menés à l'étranger. La difficile articulation entre les logiques économiques et les politiques publiques d'une part, et entre les politiques publiques elles-mêmes, d'autre part, reste un obstacle majeur à la diminution de l'eutrophisation. Les formes de l'engagement des agriculteurs et des parties prenantes oscillent entre une inscription localisée et territorialisée et une normalisation plus étendue. Le risque encouru est celui d'un système polarisé entre d'un côté, une culture de l'écologie industrielle, au sens d'une limitation technologique des impacts, et de l'autre, une série de microsystèmes alternatifs, promouvant des changements systémiques des modes de production. Deux autres points sont, cependant, plus amplement développés dans le cas français. Le premier est la prise de parole des scientifiques engagés dans des dispositifs d'expertise. Le second point réside dans la mise en évidence de la dimension symbolique associée aux algues vertes. « Figures du désordre », elles problématissent les conséquences environnementales de choix de société : cette accession au statut de symbole des méfaits du productivisme agricole accentue la complexité de la gestion et les incertitudes attachées à la prise en charge de l'eutrophisation côtière en Bretagne.

La littérature relatant les expériences de coconstruction au sein des territoires agricoles questionne également la pertinence et l'efficacité des modèles comme outils participatifs et l'intérêt de se focaliser sur le partage des savoirs relatifs à l'eutrophisation. Leur utilisation généralisée est à l'origine d'une multiplicité d'épreuves pour les acteurs sociaux impliqués : dans leurs traductions expertes ou profanes, dans leur capacité à traduire des attachements, des valeurs et des identités, à rendre compte de la complexité des systèmes socio-écologiques et à aboutir à de nouvelles actions de gestion.

Les tensions associées à la production et à la diffusion des connaissances

Les cas d'eutrophisation permettent ainsi de rendre compte à la fois de l'engouement pour les méthodes participatives comme alternative possible aux démarches plus classiques générées par la régulation économique et/ou réglementaire des problèmes environnementaux, mais aussi des limites que ces mêmes méthodes comportent en termes d'action publique. Certains auteurs mettent même en avant leur possible instrumentalisation.

Les limites reposent sur la difficile représentation de l'ensemble des acteurs ne partageant pas les mêmes connaissances et n'étant pas dotés des mêmes ressources pour participer aux concertations. Les intérêts socio-économiques et politiques contribuent également à la mise en échec d'une mise en partage : les leviers les plus importants se situent à d'autres échelles et certains acteurs structurants (comme les grandes organisations économiques agricoles) sont, sauf exception, absents des dispositifs mis en place.

Ce point rejoint le constat plus général selon lequel persiste une césure majeure entre les objectifs, les instruments et les modes de gouvernance des politiques de l'eau d'une

part, et ceux des politiques agricoles d'autre part. Les leviers dont disposent les acteurs locaux, y compris agricoles, pour infléchir des modèles productifs qui ne sont pas orientés majoritairement vers la production locale et qui s'insèrent dans le cadre de marchés et des politiques agricoles construits à d'autres échelles, sont de fait limités. Dans ce contexte, s'assurer de la participation effective de l'ensemble des acteurs de la filière doit permettre de mieux répartir l'effort contributif, tout en appuyant des évolutions structurelles dans le monde agricole et agroalimentaire. Cette condition n'est toutefois pas suffisante.

De façon plus générale, les enjeux associés à la diffusion des connaissances, à leur partage, à leur coconstruction dans des espaces de négociation, soulèvent deux tensions majeures. La première résulte du caractère protéiforme des espaces de négociation. Certains résultent d'expériences portées par des chercheurs, dans le cadre d'un programme, qui articulent les « bonnes » conditions pour instruire un dialogue constructif, mais restent soumis à la temporalité de la recherche et aux cadrages institutionnels. D'autres émanent directement de dynamiques institutionnelles (auxquelles les chercheurs participent ou qu'ils observent) et qui peinent, souvent, à se défaire de rigidités technocratiques (en matière d'échanges, d'enjeux soulevés, etc.). L'espace de la négociation, dans sa forme « idéale », reste au final profondément ambigu. La seconde tension porte sur l'échelle de la coconstruction, entre l'échelle du territoire « concerné », du local, voire du micro-local, et celle plus globale, d'un hydrosystème et de son bassin-versant par exemple. Les savoirs, mais aussi les pratiques, les attachements ne participent pas de la même manière à ces diverses échelles d'appréhension de l'eutrophisation.

Les tensions soulignées par les exercices de gestion participative de l'eutrophisation désignent, en effet, un angle mort dans les travaux jusqu'alors réalisés à ce sujet. Peu de choses sont dites au sujet de la culture professionnelle des acteurs (lorsqu'il ne s'agit pas des chercheurs) en charge de ces exercices, qu'ils relèvent des sphères agricoles, environnementales, administratives. La diffusion de « la pratique de l'interface » et de ses apports en termes cognitifs et relationnels auprès des acteurs institués est à l'heure actuelle abordée de façon peu approfondie dans la littérature, par contraste avec le face-à-face entre les chercheurs et les acteurs locaux.

Ainsi, en elles-mêmes, ces limites et ces tensions ne différencient pas fondamentalement la gestion de l'eutrophisation d'autres problématiques de gestion de la qualité de l'eau, et toutes reçoivent des éléments de réponse par une gestion intégrée de l'eau à l'échelle des bassins-versants, telle qu'elle a été instituée et développée dans le droit français depuis la création des Agences de l'eau en 1964. Plusieurs dimensions de la gestion de l'eutrophisation impliquent cependant de franchir un pas supplémentaire dans l'intégration de la gestion. La première est l'articulation de différentes échelles de temps. La seconde concerne les niveaux de gestion : si les mécanismes biophysiques de l'eutrophisation sont principalement locaux, ses ressorts sociopolitiques ne peuvent être appréhendés uniquement à cette échelle. Si les politiques de gestion ont progressivement pris en compte la nécessité de prévenir les pollutions à la source, elles font aujourd'hui face à un double défi pour prendre en charge les pollutions diffuses : celui de réorienter les poli-

tiques agricoles aux échelons communautaire et national d'une part, celui de reconstruire les liens entre les activités agricoles et les territoires dans lesquels elles s'inscrivent, sur un plan économique, politique et social, d'autre part. Dans ce contexte, l'encouragement de l'innovation sociale et territoriale constitue, plus qu'une forme d'accompagnement au changement dans un contexte de fragilité de l'agriculture sur de nombreux territoires, un complément indispensable aux dispositifs de gouvernance intégrée de la qualité de l'eau à l'échelle des bassins-versants.

Conclusion

Deux définitions de l'eutrophisation ont été proposées à partir de l'analyse de la littérature : l'une traitant de l'eutrophisation dite « naturelle » ou géologique, et l'autre de l'eutrophisation anthropique. Il est apparu important de les dissocier car la description de l'eutrophisation naturelle ne doit pas occulter la menace que font peser les activités humaines sur les cycles du phosphore et de l'azote, au même titre que sur celui du carbone. Aujourd'hui, c'est bien le développement accéléré de l'eutrophisation d'origine anthropique qui concentre l'essentiel des inquiétudes sociétales et des préoccupations de gestion. C'est donc de l'eutrophisation d'origine anthropique qu'il s'agit dans cette expertise scientifique collective.

Les constats

LES ÉCOSYSTÈMES AQUATIQUES sont des systèmes complexes, dont le fonctionnement est régi par des équilibres dynamiques. L'eutrophisation est un déséquilibre de fonctionnement, déclenché par un changement dans les quantités, les proportions relatives ou les formes d'azote et de phosphore entrant dans les systèmes. La nature et l'intensité des réponses dépendent également de facteurs environnementaux tels que la lumière, le temps de résidence de l'eau et la température.

Le mécanisme général de réponse des écosystèmes à ces changements d'apports de nutriments est commun aux écosystèmes d'eaux continentales et marines : une augmentation de l'azote et du phosphore entraîne une augmentation de la biomasse végétale, générant progressivement une diminution de la pénétration de la lumière dans la colonne d'eau. Les écosystèmes aquatiques passent ainsi d'un système avec des apports limités de nutriments à un système progressivement saturé en nutriments, dans lequel le nouveau facteur limitant devient la lumière. Ce mécanisme induit une cascade de réactions en chaîne, avec notamment une modification de la structure des communautés biologiques et des réseaux trophiques, ainsi que des changements dans les cycles biogéochimiques. Ces changements peuvent s'opérer de manière progressive, proportionnellement aux forçages, ou au contraire de manière brutale. Les effets les plus notables de l'eutrophisation sont les proliférations végétales, parfois toxiques, la perte de biodiversité et les anoxies qui peuvent se traduire par la mort massive d'organismes aquatiques.

Chaque écosystème est unique et possède son histoire et sa dynamique propre, elle-même liée aux conditions géologiques, géomorphologiques, hydrologiques, écologiques et climatiques locales, mais aussi aux pressions anthropiques passées et présentes et à leur nature, ainsi qu'aux contextes sociologiques et économiques dans lesquels elles se sont inscrites. Ainsi, si les mécanismes sont génériques, les trajectoires de l'eutrophisation

sont diverses, en lien avec la diversité des situations locales, avec des effets de seuils très dépendants des contextes passés et présents. Des conditions aggravantes existent : des liens sont ainsi suspectés entre eutrophisation, toxicité et invasions biologiques. Les apports d'éléments toxiques modifient les chaînes trophiques, ceci pouvant créer des conditions plus favorables à l'eutrophisation. Les modifications des chaînes trophiques peuvent offrir des conditions favorables aux invasions biologiques. La vulnérabilité à l'eutrophisation varie avec ces propriétés intrinsèques de l'écosystème aquatique récepteur. La vulnérabilité est donc à définir en prenant en compte toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui les relie.

Il résulte de cette complexité qu'il est très difficile de prédire l'évolution écologique et biogéochimique des écosystèmes aquatiques. Il est ainsi très difficile d'extrapoler avec précision des résultats obtenus sur un type d'écosystème à d'autres. Par ailleurs, les changements climatiques vont probablement aussi jouer un rôle favorisant l'eutrophisation. Si le rôle du climat sur les flux de nutriments semble encore en débat dans la littérature scientifique, car il dépend de l'interaction avec les usages des sols et les activités humaines, l'effet sur les communautés biologiques fait l'objet de plus de consensus : l'élévation de la température est clairement un facteur aggravant le développement de la biomasse végétale. L'allongement du temps de stratification des milieux lents, la consommation plus précoce des nutriments par le phytoplancton et la modification induite des équilibres stœchiométriques favoriseraient en outre la fréquence de développement des proliférations algales nocives, en particulier à cyanobactéries.

Les usages du sol et les activités humaines (urbanisation, industrialisation, agriculture) de ces cent dernières années ont radicalement amplifié les pressions et transformé les paysages. Ils ont impacté la qualité des sols, des eaux de surface et des eaux souterraines. La majorité des nappes phréatiques est polluée par les nitrates tandis que les sols et les sédiments sont souvent enrichis en phosphore. Le temps de transfert de l'azote depuis les bassins-versants vers les écosystèmes aquatiques se chiffre en dizaines d'années et la biodisponibilité en phosphore des sols et des sédiments s'est accrue. Cela explique en partie la faible diminution des flux d'azote et, dans une moindre mesure, de phosphore aux exutoires des bassins-versants malgré les efforts engagés de diminution des intrants. Les trajectoires de restauration doivent donc se construire en fonction de leurs contextes locaux.

Un consensus croissant existe sur la nécessaire réduction conjointe des apports en azote et en phosphore, même si certains écosystèmes sont plus sensibles à l'un ou l'autre. En effet, pour tous les systèmes (traitement des eaux, des déchets, systèmes agricoles), les données biologiques et les approches économiques soulignent l'importance de considérer ensemble N et P dans la remédiation et la prévention. Les stratégies de limitation des flux d'azote et de phosphore passent par différents niveaux d'action selon la vulnérabilité des écosystèmes aquatiques :

– une utilisation raisonnée des intrants, fonction des milieux (sol, nappe) ; des gains d'efficacité de l'utilisation de l'azote et du phosphore semblent en effet encore possibles.

Ces gains sont à rechercher tant dans le traitement des déchets et des eaux usées que dans la gestion agricole des fertilisants (composition, outils de pilotage et de contrôle dans les sols, la plante, etc.) et de l'alimentation animale (composition adaptée, etc.). Des marges de manœuvre existent à ce niveau et doivent être mises en œuvre. Cependant, dans un certain nombre de cas, elles ne suffiront pas, et d'autres leviers, touchant à la conception même des systèmes (par exemple un changement de type de production), devront être envisagés ;

- une couverture végétale des sols la plus continue possible, dans l'espace et le temps, qu'il s'agisse d'interculture, de cultures associées, de prairies, d'agroforesterie, etc., qui permette l'assimilation, en continu, des nutriments par la biomasse végétale terrestre. Cette biomasse contribuera à la séquestration du carbone dans les sols, renforçant par là même celle de l'azote et du phosphore. Les densités animales doivent être revues et limitées à la capacité des sols à recevoir des effluents (directement ou après traitement). Un maintien des conditions aérées des sols, des nappes, des sédiments favorisera l'adsorption du phosphore ;

- le maintien ou la restauration de la diversité des paysages (haies, zones humides, ripisylves, etc.) qui limitent les fuites des nutriments vers les écosystèmes aquatiques par différents processus (adsorption, dénitrification, etc.). À l'inverse, il faut éviter toute transformation augmentant la vitesse d'écoulement de l'eau, comme le drainage, la rectification, l'endiguement et le dragage des cours d'eau, l'imperméabilisation des sols (urbanisation, dégradation et tassement des sols).

L'action publique en matière de gestion de la qualité de l'eau s'est organisée en trois périodes : celle de l'assainissement, en grande partie réalisé dans les pays industrialisés, mais qui demeure une urgence dans les pays à fort développement ; celle, toujours actuelle, du traitement des pollutions industrielles et domestiques ; et celle désormais prioritaire du traitement des pollutions diffuses agricoles. Dans les pays industrialisés, les évolutions observées en eau douce ont été plutôt positives depuis quelques décennies, plus fortement sur le phosphore que sur l'azote, tandis qu'en milieu marin les phénomènes d'eutrophisation semblent peu diminuer depuis le début du XXI^e siècle.

L'eutrophisation est un processus encadré par plusieurs textes réglementaires aux logiques différentes. Ainsi coexistent des directives « usages » morcelées, datant des années 1990, ciblées sur l'encadrement d'un domaine, avec des directives à ambition plus globale comme la DCE ou la DCSMM des années 2000 : la directive Nitrates est axée sur l'origine agricole des nitrates, avec un seuil de 50 mg/L défini par rapport à la norme de potabilité ; la sensibilité des écosystèmes doit être explicitement prise en compte dans la caractérisation des masses d'eau pour la définition des zones vulnérables, sachant que le processus d'eutrophisation en milieu aquatique continental dépend également fortement du phosphore assimilable et des rapports relatifs entre nutriments ; la DERU encadre la collecte, le traitement et les rejets d'eaux résiduaires, avec des normes d'émission ponctuelle, mais pas de norme pour le milieu récepteur ; la DCE et la DCSMM exigent, quant à elles, la mise en place des mesures nécessaires pour

maintenir ou atteindre l'objectif de bon état écologique des masses d'eau, *via* notamment un recensement régulier de l'état de santé général intégré des hydrosystèmes. À l'exception de la DCSMM, les directives ne donnent pas de préconisation précise concernant l'eutrophisation, considérée dans un ensemble de pressions potentiellement dégradantes. À chacun de ces textes répondent des dispositifs de suivi ciblés, qui sont essentiellement utilisés pour vérifier la conformité aux normes de leur domaine et qui sont insuffisamment mis en relation.

Dans le domaine de la caractérisation de l'eutrophisation, deux considérations fortes ressortent. D'une part, des dispositifs mis en place antérieurement à la DCE étaient plus ciblés pour encadrer le processus d'eutrophisation (par exemple diagnose rapide des plans d'eau ; suivi eutrophisation de l'Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse) : certaines variables, la fréquence de leurs relevés ou leur spatialisation étaient riches d'enseignement (cycles de 24 heures pour l'oxygène et le pH, à différentes hauteurs de la colonne d'eau pour les milieux profonds, successions saisonnières des communautés de phytoplancton ou de macrophytes, etc.). Cette assertion doit être nuancée pour le milieu marin, souvent régi par des conventions internationales et pour lequel des protocoles dédiés à l'eutrophisation ont été conservés. D'autre part, les indices biologiques de chaque élément de qualité de la DCE rendent compte d'un état général des masses d'eau sous l'effet de multiples pressions ; c'est cette propriété qui a été optimisée lors de leurs récentes mises en conformité (indices multimétriques répondant à la variété des dégradations possibles). L'examen conjoint des différents indices renforce l'ambition portée par la DCE de réaliser une évaluation plus holistique et lisible du grand public et des gestionnaires ; en revanche, cela rend plus difficile l'extraction d'un signal individualisé, comme l'eutrophisation et plus encore l'information relative à certains symptômes susceptibles de survenir (proliférations algales ou anoxies temporaires).

Les études existantes indiquent que les coûts associés aux impacts qui ont pu être évalués sont élevés, renforçant l'importance de la remédiation et de la prévention. Les études concernant les plans de remédiation indiquent qu'il n'existe pas de solution idéale, mais seulement des politiques ciblées, conçues pour des situations particulières, avec des instruments développés de manière souvent *ad hoc*, une fois les problèmes correctement identifiés, analysés et les différentes solutions possibles évaluées. La quasi-absence de modèles bioéconomiques rend cependant difficile l'accompagnement de la remédiation. Ces modélisations seraient à construire très tôt dans le processus de restauration pour intégrer dès le départ des aspects biophysiques, écologiques et économiques.

De même, la sociologie en environnement est actuellement peu développée en France. Des pans entiers ne sont pas étudiés, tels que les mobilisations environnementales et les représentations des milieux. Le cas des marées vertes fait exception. Les transformations des territoires ne sont plus uniquement perçues comme d'ordre biophysique. Les dimensions sociologiques commencent à être prises en compte, appelant à une gestion différenciée selon les socio-écosystèmes et leurs différentes échelles spatiales, mettant en jeu des acteurs différents autour de l'eutrophisation.

Les verrous et les pistes d'investigations futures

■ Vers des approches de recherche systémiques

Les travaux de recherche très intégrateurs, à l'échelle territoriale, sont encore peu présents pour répondre à des enjeux de gestion différenciée des têtes de bassin-versant, du corridor fluvial, des espaces côtiers. La remédiation de l'eutrophisation doit donc aller vers des approches systémiques intégrant les hydrosystèmes, les espaces urbains et agricoles, les modes de production, d'alimentation et de recyclage. La question des transitions agricoles est de manière générale étroitement liée à celle de l'eutrophisation. Les modèles mêlant simultanément les aspects biophysiques et économiques devraient être développés pour servir de base de discussion pour la définition de programmes de remédiation, malgré les incertitudes liées à une connaissance imparfaite, mais en constante progression, des phénomènes biophysiques, écologiques et socio-économiques. L'évolution de l'eutrophisation doit également être mieux mise en regard avec les évolutions des socio-écosystèmes, dépassant des focalisations sectorielles comme celle sur l'agriculture de ces dernières décennies, le partage de savoir pouvant recréer du lien entre des groupes sociaux et des secteurs d'activité s'inscrivant dans des mondes sociaux aujourd'hui disjointes.

Des sites d'investigations interdisciplinaires, où s'étudieraient sur le long terme les dynamiques biophysiques et sociétales, doivent donc être plus nombreux et plus divers (lacs, rivières, littoral), et ceux existants pérennisés. Le renforcement des coopérations entre sciences biophysiques et sciences humaines et sociales doit se faire en prêtant une attention particulière à la bonne intégration des disciplines travaillant à partir de données quantitatives et qualitatives.

■ Utilisation des données existantes et pistes d'amélioration des cadres et réseaux de suivi

Les résultats d'expériences françaises de remédiation, pourtant nombreuses et anciennes, restent souvent enfouis dans une littérature grise difficile d'accès et de qualité inégale. Elles risquent de sortir de la mémoire collective si on n'y prête pas intérêt rapidement. Un enjeu est d'analyser ces expériences et d'en publier des synthèses dans des revues internationales. Il faut aussi encourager la numérisation des données anciennes, leur bancarisation et leur mise à disposition, compte tenu de l'importance des séries de longue durée. L'analyse des trajectoires des problèmes publics, selon la diversité des systèmes, les gouvernances mises en place, notamment à l'échelle européenne et internationale font partie intégrante des analyses de ces expériences. Enfin, il faut tirer parti des séries ayant pu être constituées et les interpréter (par exemple les données de proliférations de cyanobactéries mesurées à l'échelle nationale au sein des réseaux santé, etc.).

La réflexion sur le champ réglementaire, ses limites d'efficacité et d'applicabilité et sa possible harmonisation entre milieux, mais aussi entre pays voisins, constitue un axe de

recherche pour des investigations futures : comment mieux tenir compte du continuum terre-mer dans lequel le processus d'eutrophisation se manifeste à différents degrés ? Mais aussi comment mieux tirer parti de l'information recueillie au sein des réseaux de surveillance, tout en distinguant bien quatre fonctions distinctes pour l'utilisation des données : (1) conformité aux normes en vigueur, (2) états statistiques réguliers des milieux et de leurs évolutions spatiales et temporelles, (3) approfondissement des connaissances pour un thème donné et (4) suivi de l'efficacité des actions de remédiation. Il est possible que certaines confusions et incompréhensions perdurent quand les trois premières fonctions sont assignées aux mêmes jeux de données. La qualité des données mobilisées (nature, précision, représentativité spatiale et temporelle), tant pour les variables d'état chimique que pour les variables biologiques, est essentielle : données de pressions (passées et actuelles), données chimiques et leur contextualisation géographique. Ces réflexions permettront de dépasser les approches actuelles définissant des seuils d'eutrophisation sur une base essentiellement physico-chimique. S'agissant de la norme de 50 mg/L de nitrates, elle est clairement relative à la potabilité de l'eau et non à la prévention des milieux vis-à-vis du processus d'eutrophisation. Avant la mise en œuvre de la DCE, une grille de consensus avait été proposée avec différentes valeurs guides dans la gamme de 2 à 50 mg/L de nitrates. Il serait intéressant d'analyser la trajectoire historique de ces valeurs et leur déclinaison territoriale. Dans tous les cas, la transparence sur les critères de jugement et la pédagogie qui y est associée sont primordiales pour établir des gammes de valeurs seuils. Des conseils scientifiques, des interfaces sciences-société doivent être mis en place de manière à créer des espaces de discussion dans la mise en place de ces démarches de diagnostic et de remédiation. Si des démarches normatives peuvent encadrer les problèmes d'eutrophisation, leur adaptabilité aux caractéristiques des bassins-versants doit aussi être pensée dans une démarche de progression des connaissances et des diagnostics, et de gestion adaptative. Les sciences citoyennes sont encore peu visibles dans le domaine de l'eau en France à l'heure actuelle. Ces initiatives pourraient représenter un apport supplémentaire de connaissances, notamment pour des crises fugaces qui échappent à la surveillance actuelle des réseaux, mais pourraient aussi renfermer des vertus pédagogiques, ouvrant et dynamisant le dialogue entre spécialistes et observateurs potentiels.

L'analyse des impacts sociaux, sanitaires et culturels de l'eutrophisation appelle la réalisation d'études de cas et la production de connaissances très contextualisées, aujourd'hui presque inexistantes. Du point de vue des sciences sociales, il s'agit de prendre en compte les mobilisations sociales, les conflits et les formes de problématisation multiples qui accompagnent l'émergence de l'eutrophisation comme problème public, au travers d'une part de ses conséquences les plus dommageables, d'autre part des transformations profondes des représentations sociales associées aux écosystèmes qui caractérisent nos sociétés contemporaines. Les travaux existants montrent en effet que le spectre des instruments d'actions possibles et l'efficacité des politiques en dépendent.

L'évaluation monétaire des impacts de l'eutrophisation reste encore une vraie question de recherche. Peu de références sont disponibles, et les impacts à long terme sont difficiles à évaluer.

I Vers une méthodologie d'analyse du risque d'eutrophisation

Concernant les dispositifs d'étude et de suivi, une réflexion devrait s'engager pour dégager les espaces à risques de demain et définir quels devraient être leurs accompagnements opérationnels et scientifiques, complémentaires des dispositifs existants. Cela devient de plus en plus nécessaire compte tenu d'une possible exacerbation des phénomènes d'eutrophisation dans le futur sous l'effet conjugué des changements globaux. L'analyse de la littérature préconise qu'une méthodologie d'analyse de risque devrait combiner les transferts et les transformations hydrobiogéochimiques le long du continuum terre-mer, les facteurs de vulnérabilité des écosystèmes, ainsi que les aléas climatiques.

La prise en compte de la variabilité des apports, des temps de résidence et des transferts de nutriments dans les têtes de bassins-versants, et plus généralement le long du continuum terre-mer, est un enjeu à la fois théorique et appliqué. Cela nécessite de renforcer la surveillance des sols et des nappes phréatiques, de développer pour cela des indicateurs de la mobilité du phosphore et des transferts d'azote dans les têtes de bassins-versants. Le suivi des évolutions des sols et des eaux, au plus près des actions, est une nécessité pour s'assurer de leur efficacité. Le renforcement des méthodologies de surveillance et d'estimation des flux, en analysant l'effet des fréquences, des périodes et zones optimales de mesures, des incertitudes, en combinant des acquisitions par des capteurs haute fréquence, constitue également un enjeu. Les futures technologies *in situ* ou aériennes ouvrent des champs d'investigation par rapport aux situations actuelles, soit à la haute fréquence temporelle, soit à une plus large emprise spatiale, qu'il s'agisse des sols ou des eaux. Il s'agira de les intégrer à de nouvelles stratégies de suivi, et de revoir la stratégie d'échantillonnage des eaux. Par sa prise en compte de plus en plus réaliste des facteurs physiques, chimiques et biologiques et l'enchaînement possible d'amont en aval de modèles de l'eutrophisation de divers milieux aquatiques allant des têtes de bassins jusqu'à l'océan, la modélisation déterministe restera un outil-clé pour l'exploration de scénarios d'apports nutritifs et climatiques, et devra assortir ses prévisions d'intervalles de confiance.

La vulnérabilité est à définir en prenant en compte toute la chaîne de causalités directes et indirectes qui influencent les propriétés intrinsèques de l'écosystème aquatique récepteur, en lien avec la diversité des situations locales, des contextes passés et présents. Les voies de progrès pour caractériser cette vulnérabilité portent sur plusieurs points. D'une part, à partir de l'extraction et de la calibration de l'information portée par les indicateurs biologiques : (1) mieux comprendre comment certaines métriques, déjà utilisées dans les indicateurs biologiques, ou de nouvelles métriques signalent des basculements significatifs vers des situations eutrophes, (2) repérer ces basculements dans les trajectoires de situations suivies de façon approfondie dans le temps et les interpréter en termes fonctionnels (flux et concentrations de nutriments *versus* relations entre les groupes biologiques). D'autre part, en parallèle, certains paradigmes doivent être revus, notamment la relation entre nutriments C et Si et la production de biomasse végétale, qui semble plus complexe quand on cherche à mieux comprendre le déterminisme des

proliférations algales, les changements de communautés et les ajustements trophiques. Pour ce faire, des travaux couplés en hydrologie, en géochimie, en physiologie et en écologie seront nécessaires.

Les changements globaux impliquent des changements dans les dynamiques hydrologiques, sédimentaires et thermiques, ainsi que des changements d'usage des sols et des activités humaines. La prise en compte de l'aléa climatique est donc essentielle dans une méthodologie de caractérisation du risque d'eutrophisation. Déterminer les rôles respectifs du climat et des activités humaines est une question de recherche centrale que la modélisation peut contribuer à instruire, en complément et à partir de l'observation sur le long terme. Les interactions entre le climat et les processus écopysiologiques, biogéochimiques (biotransformations dans les sols, les zones humides de transition et les milieux aquatiques), hydrologiques (connectivité, distribution des temps de résidence et transferts) et écologiques (réseaux trophiques) devront être éclairées. L'augmentation des concentrations en CO₂ atmosphérique devra être prise en compte, celle-ci pouvant par exemple favoriser la productivité des écosystèmes terrestres et aquatiques et, dans le même temps, intensifier les proliférations de cyanobactéries. Ces éléments créent une grande incertitude, dans les pays de l'hémisphère nord en particulier, sur les évolutions futures des écosystèmes aquatiques. Le rôle des espèces invasives vis-à-vis de l'eutrophisation en eau douce devrait être intégré aux investigations ; à titre d'exemple, la Loire, mais aussi d'autres cours d'eau de l'ouest de la France, sujets à ces invasions, sont des sites d'études à privilégier, dès lors qu'ils bénéficient de séries suffisamment riches (flux de nutriments, autres compartiments biotiques) pour y réaliser une étude systémique fonctionnelle.

Bibliographie

Références citées dans l'ouvrage

- Andersen J.H., Schlüter L., Ærtebjerg G., 2006. Coastal eutrophication: recent developments in definitions and implications for monitoring strategies. *Journal of Plankton Research*, 28 (7), 621-628.
- Anses, 2017. Expositions aux émanations d'algues sargasses en décomposition aux Antilles et en Guyane, avis révisé de l'Anses, rapport d'expertise collective, 162 p.
- Aulenbach B.T., Burns D.A., Shanley J.B., Yanai R.D., Bae K., Wild A.D., Yang Y., Yi D., 2016. Approaches to stream solute load estimation for solutes with varying dynamics from five diverse small watersheds. *Ecosphere*, 7 (6).
- Beusen A.H., Bouwman A.F., Van Beek L.P., Mogollón J.M., Middelburg J.J., 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 13 (8), 2441.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8 (3), 559-568.
- Carpenter S., Walker B., Anderies J.M., Abel N., 2001. From metaphor to measurement: resilience of what to what? *Ecosystems*, 4 (8), 765-781.
- Carpenter S.R., Lathrop R.C., Nowak P., Bennett E.M., Reed T., Soranno P.A., 2006. The ongoing experiment: restoration of Lake Mendota and its watershed. In : *Long-term Dynamics of Lakes in the Landscape* (J.J. Magnusson, T.K. Kratz, B.J. Benson, eds), Oxford University Press, London, 236-256.
- Claussen U., Zevenboom W., Brockmann U., Topcu D., Bot P., 2009. Assessment of the eutrophication status of transitional, coastal and marine waters within OSPAR. *Hydrobiologia*, 629 (1), 49-58.
- Dawson F.H., Newman J.R., Gravelle M.J., Rouen K.J., Henville P., 1999. Assessment of the trophic status of rivers using macrophytes: evaluation of the Mean Trophic Rank, Environment Agency (R&D Technical Report E39), Bristol, 179 p.
- Devreker D., Lefebvre A., 2016. État de développement des indicateurs par critère pour le descripteur 5 de la DCSMM, rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/16.08, 25 p.
- Dodds W.K., Jones J.R., Welch E.B., 1998. Suggested classification of stream trophic state: distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. *Water Research*, 32 (5), 1455-1462.
- Dorioz J.M., 2010. Dossier de labellisation SOERE GLacPE.
- Eau France, 2013. La surveillance des milieux aquatiques et des eaux souterraines. *Les Synthèses*, 8, 12 p.
- Ferreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Da Silva M.C., Garces E., Heiskanen A.S., Humborg C., Ignatiades L., Lancelot C., Ménesguen A., Tett P., Hoepffner N., Claussen U., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93 (2), 117-131.
- Florenne T., Guerber F., Colas-Belcour F., 2016. Le phénomène d'échouage des sargasses dans les Antilles et en Guyane, rapport MOM-MEEM-MAAF, 406 p.
- Friberg N., 2014. Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1 (6), 513-531.
- Gohin F., Saulquin B., Bryère P., 2010. Atlas de la température, de la concentration en chlorophylle et de la turbidité de surface du plateau continental français et de ses abords de l'Ouest européen, rapport Ifremer, 46 p. + annexes.
- Houot S., Pons M.N., Pradel M., Savini I., Tibi A., 2014. Valorisation des matières fertilisantes d'origine résiduaire sur les sols à usage agricole ou forestier- Impacts agronomiques, environnementaux, socio-économiques. Synthèse du rapport d'expertise, 108 pages.
- Ibisch R., Austnes K., Borchardt D., Boteler B., Leujak W., Lukat E., Rouillard J., Schmedtje U., Solheim A.L., Westphal K., 2017. European assessment of eutrophication abatement measures across land-based sources, inland, coastal and marine waters. European Topic Centre on Inland, Coastal and Marine Waters, Helmholtz Centre for Environmental Research GmbH-UFZ, Germany, ETC/ICM Technical Report – 2/2016, 95 p.

- Jeppesen E., Meerhoff M., Davidson T.A., Trolle D., Sondergaard M., Lauridsen T.L., Beklioglu M., Brucet Balmaña S., Volta P., González-Bergonzoni I., 2014. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology*, 73 (s1), 84-107.
- Kemp W.M., Testa J.M., Conley D.J., Gilbert D., Hagy J.D., 2009. Temporal responses of coastal hypoxia to nutrient loading and physical controls. *Biogeosciences*, 6 (12), 2985-3008.
- Liu W., Antonelli M., Liu X., Yang H., 2017. Towards improvement of grey water footprint assessment: With an illustration for global maize cultivation. *Journal of Cleaner Production*, 147, 1-9.
- Mercier S., Anneville O., Klein A., Lods-Crozet B., 2016. Santé du Léman et phosphore. *La lettre du Léman, juin 2016*, bulletin de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, 2-7.
- Minaudo C., 2015. Analyse et modélisation de l'eutrophisation de la Loire, thèse de doctorat, Tours.
- Moss B., Kosten S., Meerhof M., Battarbee R., Jeppesen E., Mazzeo N., Havens K., Lacerot G., Liu Z., De Meester L., Paerl H., Scheffer M., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland waters*, 1 (2), 101-105.
- Newman J., Anderson N., Bennion H., Bows M., Carvalho L., Dawson F., Furse M., Gunn I., Hilton J., Hughes R., Johnston A.M., Jones J.I., Luckes S., Maitland P., May L., Monteith D., O'Hare M., Taylor R., Trimmer M., Winder J., 2005. Eutrophication in rivers: an ecological perspective. Appendix VI of 'Investigating the Effectiveness of NVZ Action programme Measures: Development of a strategy for England' Report for DEFRA project WTo3017.
- Organisation for Economic Co-Operation and Development (O.E.C.D.), 1998. Towards Sustainable Development: Environmental Indicators. Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 129 p.
- OSPAR Commission, 2009. Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area, Second OSPAR Integrated Report, 108 p.
- Paerl H.W., Hall N.S., Peierls B.L., Rossignol K.L., 2014. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries and Coasts*, 37 (2), 243-258.
- Pahl-Wostl C., 2007. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water resources management*, 21 (1), 49-62.
- Pellerin S., Butler F., Guiard-Van Laethem C. coord., 2014. Fertilisation et environnement : quelles pistes pour l'aide à la décision ?, collection Matière à débattre et décider, éditions Acta-Quæ, Versailles, 288 p.
- Peyraud J.-L., Cellier P., Donnars C., Réchauchère O., Aarts F., Béline F., Bockstaller C., Bourblanc M., Cellier P., Delaby L., Dourmad J.Y., Dupraz P., Durand P., Faverdin P., Fiorelli J.L., Gaigné C., Kuikman P., Langlais A., Le Goffe P., Lescoat P., Morvan T., Nicourt C., Parnaudeau V., Peyraud J.L., Rochette P., Vertes F., Veysset P., 2012. Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres, synthèse du rapport d'expertise scientifique collective, INRA (France), 68 p.
- Rabalais N.N., 2004. Eutrophication. The global coastal ocean: multiscale interdisciplinary processes. In : *The global coastal ocean: multiscale interdisciplinary processes* (A.R. Robinson, K.H. Brink, eds., 2005), Harvard University Press.
- Rozemeijer J., Van Der Velde Y.P.E., de Jonge H., Van Geer F., Broers H.P., Bierkens M., 2010. Application and evaluation of a new passive sampler for measuring average solute concentrations in a catchment scale water quality monitoring study. *Environmental science & technology*, 44 (4), 1353-1359.
- Schoumans F.O., Chardon W.J., Bechmann M., Gascuel-Oudou C., Hofman G., Kronvang B., Litaor M.I., Lo Porto A., Newell-Price P., Rubæk G., 2011. Mitigation options for reducing nutrient emissions from agriculture. A study amongst European member states of Cost action 869. *Altera Reports*, 144 p.
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100 (1), 179-196.
- Werner B., 2012. European waters: current status and future challenges: synthesis. EEA Report No 9/2012, European Environment Agency, 56 p.
- Willen E., 2000. Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*, 57, 80.

I Pour aller plus loin

- Ahlvik L., Ekholm P., Hyttiäinen K., Pitkänen H., 2014. An economic–ecological model to evaluate impacts of nutrient abatement in the Baltic Sea. *Environmental modelling & software*, 55, 164-175.
- Akao K.-I., Managi S., 2013. A tradable permit system in an intertemporal economy. *Environmental and Resource Economics*, 55 (3), 309-336.
- Alexander R.B., Smith R.A., Schwarz G.E., 2000. Effect of stream channel size on the delivery of nitrogen to the Gulf of Mexico. *Nature*, 403 (6771), 758-761.
- Allan J.D., Yuan L.L., Black P., Stockton T., Davies P.E., Magierowski R.H., Read S.M., 2012. Investigating the relationships between environmental stressors and stream condition using Bayesian belief networks. *Freshwater Biology*, 57 (s1), 58-73.
- Almroth E., Skogen M.D., 2010. A North Sea and Baltic Sea model ensemble eutrophication assessment. *Ambio*, 39 (1), 59-69.
- Andersen J.H., Carstensen J., Conley D.J., Dromph K., Fleming-Lehtinen V., Gustafsson B.G., Josefson A.B., Norkko A., Villnäs A., Murray C., 2017. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*, 92 (1), 135-149.
- Anneville O., Ginot V., Druart J.C., Angeli N., 2002. Long-term study (1974-1998) of seasonal changes in the phytoplankton in Lake Geneva: a multi-table approach. *Journal of Plankton Research*, 24 (10), 993-1007.
- Arheimer B., Brandt M., 1998. Modelling nitrogen transport and retention in the catchments of southern Sweden. *Ambio*, 27 (6), 471-480.
- Barausse A., Duci A., Mazzoldi C., Artioli Y., Palmeri L., 2009. Trophic network model of the Northern Adriatic Sea: analysis of an exploited and eutrophic ecosystem. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 83 (4), 577-590.
- Bennett E.M., Carpenter S.R., Caraco N.F., 2001. Human impact on erodable phosphorus and eutrophication: A global perspective: Increasing accumulation of phosphorus in soil threatens rivers, lakes, and coastal oceans with eutrophication. *AIBS Bulletin*, 51 (3), 227-234.
- Bergamasco A., Zago C., 1999. Exploring the nitrogen cycle and macroalgae dynamics in the Lagoon of Venice using a multibox model. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 48 (2), 155-175.
- Beusen A.H., Bouwman A.F., Van Beek L.P., Mogollón J.M., Middelburg J.J., 2016. Global riverine N and P transport to ocean increased during the 20th century despite increased retention along the aquatic continuum. *Biogeosciences*, 13 (8), 2441.
- Bishop K., Buffam I., Erlandsson M., Folster J., Laudon H., Seibert J., Temnerud J., 2008. Aqua Incognita: the unknown headwaters. *Hydrological Processes*, 22 (8).
- Blomqvist S., Gunnars A., Elmgren R., 2004. Why the limiting nutrient differs between temperate coastal seas and freshwater lakes: a matter of salt. *Limnology and Oceanography*, 49 (6), 2236-2241.
- Bourblanc M., 2014. Framing environmental problems: problem entrepreneurs and the issue of water pollution from agriculture in Brittany, 1970–2005. *Journal of Environmental Policy & Planning*, 16 (1), 21-35.
- Burt T.P., Pinay G., 2005. Linking hydrology and biogeochemistry in complex landscapes. *Progress in Physical Geography*, 29 (3), 297-316.
- Carpenter S.R., Caraco N.F., Correll D.L., Howarth R.W., Sharpley A.N., Smith V.H., 1998. Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen. *Ecological applications*, 8 (3).
- Cassidy R., Jordan P., 2011. Limitations of instantaneous water quality sampling in surface-water catchments: comparison with near-continuous phosphorus time-series data. *Journal of Hydrology*, 405 (1), 182-193.
- Cellina F., De Leo G.A., Rizzoli A.E., Viaroli P., Bartoli M., 2003. Economic modelling as a tool to support macroalgal bloom management: a case study (Sacca di Goro, Po river delta). *Oceanologica Acta*, 26 (1), 139-147.
- Cerco C.F., Noel M.R., 2013. Twenty-one-year simulation of Chesapeake Bay water quality using the CE-QUAL-ICM eutrophication model. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 49 (5), 1119-1133.
- Chapelle A., Mènesguen A., Deslous-Paoli J.-M., Souchu P., Mazouni N., Vaquer A., Millet B., 2000. Modelling nitrogen, primary production and oxygen in a Mediterranean lagoon. Impact of oysters farming and inputs from the watershed. *Ecological modelling*, 127 (2), 161-181.
- Chapra S.C., Di Toro D.M., 1991. Delta method for estimating primary production, respiration, and reaeration in streams. *Journal of environmental engineering*, 117 (5), 640-655.

- Chen D., Hu M., Guo Y., Dahlgren R.A., 2016. Modeling forest/agricultural and residential nitrogen budgets and riverine export dynamics in catchments with contrasting anthropogenic impacts in eastern China between 1980–2010. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, 145-155.
- Cloern J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine ecology progress series*, 210, 223-253.
- Coffaro G., Sfriso A., 1997. Simulation model of *Ulva rigida* growth in shallow water of the Lagoon of Venice. *Ecological modelling*, 102 (1), 55-66.
- Conley D.J., 1999. Biogeochemical nutrient cycles and nutrient management strategies. *Man and River Systems*. Springer, 87-96.
- Conley D.J., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D.F., Seitzinger S.P., Havens K.E., Lancelot C., Likens G.E., 2009. Controlling eutrophication: nitrogen and phosphorus. *Science*, 323 (5917), 1014-1015.
- Conley D.J., Paerl H.W., Howarth R.W., Boesch D.F., Seitzinger S.P., Havens K.E., Lancelot C., Likens G.E., 2009. Eutrophication: Time to Adjust Expectations Response. *Science*, 324 (5928), 724-725.
- Cordell D., Drangert J.-O., White S., 2009. The story of phosphorus: global food security and food for thought. *Global environmental change*, 19 (2), 292-305.
- Cugier P., Billen G., Guillaud J., Garnier J., Ménésguen A., 2005. Modelling the eutrophication of the Seine Bight (France) under historical, present and future riverine nutrient loading. *Journal of Hydrology*, 304 (1), 381-396.
- de Jong F., 2016. Ecological knowledge and North Sea environmental policies. *Environmental Science & Policy*, 55, 449-455.
- de Jonge V.N., Elliott M., Orive E., 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia*, 475 (1), 1-19.
- Delmas M., Saby N., Arrouays D., Dupas R., Lemerrier B., Pellerin S., Gascuel-Odoux C., 2015. Explaining and mapping total phosphorus content in French topsoils. *Soil use and management*, 31 (2), 259-269.
- Diaz R., Rabalais N., Breitburg D., 2012. Agriculture's impact on aquaculture: hypoxia and eutrophication in marine waters. Organisation for Economic Co-operation and Development. *Bullock & O'Shea November 2013*, 146.
- Diaz R.J., Rosenberg R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321 (5891), 926-929.
- Dodds W.K., 2003. The role of periphyton in phosphorus retention in shallow freshwater aquatic systems. *Journal of Phycology*, 39 (5), 840-849.
- Dodds W.K., Bouska W.W., Eitzmann J.L., Pilger T.J., Pitts K.L., Riley A.J., Schloesser J.T., Thornbrugh D.J., 2009. Eutrophication of US Freshwaters: Analysis of Potential Economic Damages. *Environmental Science & Technology*, 43 (1), 12-19.
- Dodds W.K., Smith V.H., 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6 (2), 155-164.
- Duarte C.M., Conley D.J., Carstensen J., Sánchez-Camacho M., 2009. Return to Neverland: shifting baselines affect eutrophication restoration targets. *Estuaries and Coasts*, 32 (1), 29-36.
- Dupas R., Delmas M., Dorioz J.-M., Garnier J., Moatar F., Gascuel-Odoux C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48, 396-407.
- Dupas R., Gruau G., Gu S., Humbert G., Jaffrézic A., Gascuel-Odoux C., 2015. Groundwater control of biogeochemical processes causing phosphorus release from riparian wetlands. *Water research*, 84, 307-314.
- Durand P., Moreau P., Salmon-Monviola J., Ruiz L., Vertes F., Gascuel-Odoux C., 2015. Modelling the interplay between nitrogen cycling processes and mitigation options in farming catchments. *The Journal of Agricultural Science*, 153 (6), 959-974.
- Eilola K., Meier H.M., Almroth E., 2009. On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea; A model study. *Journal of Marine Systems*, 75 (1), 163-184.
- Elsler J.J., Bracklen M.E.S., Cleland E.E., Gruner D.S., Harpole W.S., Hillebrand H., Ngai J.T., Seabloom E.W., Shurin J.B., Smith J.E., 2007. Global analysis of nitrogen and phosphorus limitation of primary producers in freshwater, marine and terrestrial ecosystems. *Ecology Letters*, 10 (12), 1135-1142.
- Ensign S.H., Doyle M.W., 2006. Nutrient spiraling in streams and river networks. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 111 (G4).
- European Environmental Agency, 2017. *Climate change, impacts and vulnerability in Europe 2016. An indicator-based report*. . Copenhagen, Denmark: European Environment Agency, 424 p.

- Feirreira J.G., Andersen J.H., Borja A., Bricker S.B., Camp J., Da Silva M.C., Garcés E., Heiskanen A.-S., Humborg C., Ignatiades L., 2011. Overview of eutrophication indicators to assess environmental status within the European Marine Strategy Framework Directive. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93 (2), 117-131.
- Finlay J.C., Small G.E., Sterner R.W., 2013. Human Influences on Nitrogen Removal in Lakes. *Science*, 342 (6155), 247-250.
- Floury M., Usseglio-Polatera P., Delattre C., Souchon Y., 2017. Assessing long-term effects of multiple, potentially confounded drivers in ecosystems from species traits. *Global change biology*, 23 (6), 2297-2307.
- Freitag A., 2014. Naming, framing, and blaming: exploring ways of knowing in the deceptively simple question "what is water quality?". *Human ecology*, 42 (2), 325-337.
- Garnier J., Lassaletta L., Billen G., Romero E., Grizzetti B., Némery J., Le T.P.Q., Pistocchi C., Aissa-Grouz N., Luu T.N.M., 2015. Phosphorus budget in the water-agro-food system at nested scales in two contrasted regions of the world (ASEAN-8 and EU-27). *Global Biogeochemical Cycles*, 29 (9), 1348-1368.
- Gould K.A., 1993. Pollution and perception: Social visibility and local environmental mobilization. *Qualitative Sociology*, 16 (2), 157-178.
- Grégoire M., Soetaert K., 2010. Carbon, nitrogen, oxygen and sulfide budgets in the Black Sea: a biogeochemical model of the whole water column coupling the oxic and anoxic parts. *Ecological modelling*, 221 (19), 2287-2301.
- Grizzetti B., Bouraoui F., Aloe A., 2012. Changes of nitrogen and phosphorus loads to European seas. *Global change biology*, 18 (2), 769-782.
- Gypens N., Lacroix G., Lancelot C., 2007. Causes of variability in diatom and Phaeocystis blooms in Belgian coastal waters between 1989 and 2003: a model study. *Journal of sea research*, 57 (1), 19-35.
- Hansen G.J., Read J.S., Hansen J.F., Winslow L.A., 2017. Projected shifts in fish species dominance in Wisconsin lakes under climate change. *Global change biology*, 23 (4), 1463-1476.
- Hansen L.B., Hansen L.G., 2014. Can Non-point Phosphorus Emissions from Agriculture be Regulated Efficiently Using Input-Output Taxes? *Environmental and Resource Economics*, 58 (1), 109-125.
- Harrison J.A., Maranger R.J., Alexander R.B., Giblin A.E., Jacinthe P.-A., Mayorga E., Seitzinger S.P., Sobota D.J., Wollheim W.M., 2009. The regional and global significance of nitrogen removal in lakes and reservoirs. *Biogeochemistry*, 93 (1-2), 143-157.
- Heisler J., Glibert P.M., Burkholder J.M., Anderson D.M., Cochlan W., Dennison W.C., Dortch Q., Gobler C.J., Heil C.A., Humphries E., 2008. Eutrophication and harmful algal blooms: a scientific consensus. *Harmful algae*, 8 (1), 3-13.
- Hilton J., O'Hare M., Bowes M.J., Jones J.I., 2006. How green is my river? A new paradigm of eutrophication in rivers. *Science of the Total Environment*, 365 (1), 66-83.
- Howarth R., Chan F., Conley D.J., Garnier J., Doney S.C., Marino R., Billen G., 2011. Coupled biogeochemical cycles: eutrophication and hypoxia in temperate estuaries and coastal marine ecosystems. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9 (1), 18-26.
- Howarth R.W., 2008. Coastal nitrogen pollution: a review of sources and trends globally and regionally. *Harmful algae*, 8 (1), 14-20.
- Howarth R.W., Marino R., 2006. Nitrogen as the limiting nutrient for eutrophication in coastal marine ecosystems: Evolving views over three decades. *Limnology and Oceanography*, 51 (1), 364-376.
- Howarth R.W., Swaney D.P., Boyer E.W., Marino R., Jaworski N., Goodale C., 2006. The influence of climate on average nitrogen export from large watersheds in the Northeastern United States. *Biogeochemistry*, 79 (1-2), 163-186.
- Jarvie H.P., Neal C., Withers P.J.A., 2006. Sewage-effluent phosphorus: A greater risk to river eutrophication than agricultural phosphorus? *Science of the Total Environment*, 360 (1-3), 246-253.
- Jarvie H.P., Sharpley A.N., Spears B., Buda A.R., May L., Kleinman P.J.A., 2013. Water Quality Remediation Faces Unprecedented Challenges from "Legacy Phosphorus". *Environmental Science & Technology*, 47 (16), 8997-8998.
- Jarvie H.P., Sharpley A.N., Withers P.J., Scott J.T., Haggard B.E., Neal C., 2013. Phosphorus mitigation to control river eutrophication: Murky waters, inconvenient truths, and "postnormal" science. *Journal of Environmental Quality*, 42 (2), 295-304.

- Jeppesen E., Meerhoff M., Davidson T.A., Trolle D., Sondergaard M., Lauridsen T.L., Beklioglu M., Brucet Balmaña S., Volta P., González-Bergonzoni I., 2014. Climate change impacts on lakes: an integrated ecological perspective based on a multi-faceted approach, with special focus on shallow lakes. *Journal of Limnology*, 72 (S1), 84-107.
- Jeppesen E., Søndergaard M., Jensen J.P., Havens K.E., Anneville O., Carvalho L., Coveney M.F., Deneke R., Dokulil M.T., Foy B., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading—an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50 (10), 1747-1771.
- Justić D., Bierman V.J., Scavia D., Hetland R.D., 2007. Forecasting Gulf's hypoxia: the next 50 years? *Estuaries and Coasts*, 30 (5), 791-801.
- Kemp W.M., Boynton W.R., Adolf J.E., Boesch D.F., Boicourt W.C., Brush G., Cornwell J.C., Fisher T.R., Glibert P.M., Hagy J.D., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine ecology progress series*, 303, 1-29.
- Knowles R., 1982. Denitrification. *Microbiological Reviews*, 46 (1), 43-70.
- Lancelot C., Gypens N., Billen G., Garnier J., Roubeix V., 2007. Testing an integrated river–ocean mathematical tool for linking marine eutrophication to land use: the Phaeocystis-dominated Belgian coastal zone (Southern North Sea) over the past 50 years. *Journal of Marine Systems*, 64 (1), 216-228.
- Lancelot C., Thieu V., Polard A., Garnier J., Billen G., Hecq W., Gypens N., 2011. Cost assessment and ecological effectiveness of nutrient reduction options for mitigating Phaeocystis colony blooms in the Southern North Sea: An integrated modeling approach. *Science of the Total Environment*, 409 (11), 2179-2191.
- Laukkanen M., Huhtala A., 2008. Optimal management of a eutrophied coastal ecosystem: balancing agricultural and municipal abatement measures. *Environmental and Resource Economics*, 39 (2), 139-159.
- Lenhart H.-J., Mills D.K., Baretta-Bekker H., Van Leeuwen S.M., Van Der Molen J., Baretta J.W., Blaas M., Desmit X., Kühn W., Lacroix G., 2010. Predicting the consequences of nutrient reduction on the eutrophication status of the North Sea. *Journal of Marine Systems*, 81 (1), 148-170.
- Levain A., 2014. Faire face aux « marées vertes », penser les crises du vivant. *Ethnographiques.org*, 27-décembre 2013, Biodiversité (5).
- Levain A., Vertès F., Ruiz L., Delaby L., Gascuel-Oudou C., Barbier M., 2015. 'I am an Intensive Guy': The Possibility and Conditions of Reconciliation Through the Ecological Intensification Framework. *Environmental management*, 56 (5), 1184-1198.
- Liu Y., Evans M.A., Scavia D., 2010. Gulf of Mexico hypoxia: exploring increasing sensitivity to nitrogen loads. *Environmental Science & Technology*, 44 (15), 5836-5841.
- Löwgren M., Hillmo T., Lohm U., 1989. Water pollution perspectives: Problem conceptualizations and abatement strategies in Sweden during the 20th century. *Geojournal*, 19 (2), 161-171.
- Lu C., Tian H., 2017. Global nitrogen and phosphorus fertilizer use for agriculture production in the past half century: shifted hot spots and nutrient imbalance. *Earth System Science Data*, 9 (1), 181.
- McClain M.E., Boyer E.W., Dent C.L., Gergel S.E., Grimm N.B., Groffman P.M., Hart S.C., Harvey J.W., Johnston C.A., Mayorga E., McDowell W.H., Pinay G., 2003. Biogeochemical hot spots and hot moments at the interface of terrestrial and aquatic ecosystems. *Ecosystems*, 6 (4), 301-312.
- Meier H., Hordoir R., Andersson H., Dieterich C., Eilola K., Gustafsson B.G., Höglund A., Schimanke S., 2012. Modeling the combined impact of changing climate and changing nutrient loads on the Baltic Sea environment in an ensemble of transient simulations for 1961–2099. *Climate Dynamics*, 39 (9-10), 2421-2441.
- Minaudo C., Meybeck M., Moatar F., Gassama N., Curie F., 2015. Eutrophication mitigation in rivers: 30 years of trends in spatial and seasonal patterns of biogeochemistry of the Loire River (1980–2012). *Biogeosciences*, 12 (8), 2549-2563.
- Minaudo C., Moatar F., Meybeck M., Curie F., Gassama N., Leitão M., 2013. Loire River eutrophication mitigation (1981-2011) measured by seasonal nutrients and algal pigments. *B. Arheimer (Ed.), Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing world, IAHS-IAPSO-IAASPEI Assembly*, 167-174.
- Moss B., Kosten S., Meerhoff M., Battarbee R.W., Jeppesen E., Mazzeo N., Havens K., Lacerot G., Liu Z., De Meester L., 2011. Allied attack: climate change and eutrophication. *Inland Waters*, 1 (2), 101-105.
- Mulholland P.J., Marzolf E.R., Webster J.R., Hart D.R., Hendricks S.P., 1997. Evidence that hyporheic zones increase heterotrophic metabolism and phosphorus uptake in forest streams. *Limnology and Oceanography*, 42 (3), 443-451.
- Newbold J.D., Elwood J.W., Oneill R.V., Sheldon A.L., 1983. Phosphorus dynamics in a woodland stream ecosystem - A study of nutrient spiralling. *Ecology*, 64 (5), 1249-1265.

- Ocampo C.J., Oldham C.E., Sivapalan M., 2006. Nitrate attenuation in agricultural catchments: Shifting balances between transport and reaction. *Water Resources Research*, 42 (1).
- Omernik J.M., Abernathy A.R., Male L.M., 1981. Stream nutrient levels and proximity of agricultural and forest land to streams - Some relationships. *Journal of Soil and Water Conservation*, 36 (4), 227-231.
- Paerl H.W., 2009. Controlling eutrophication along the freshwater-marine continuum: dual nutrient (N and P) reductions are essential. *Estuaries and Coasts*, 32 (4), 593-601.
- Paerl H.W., Gardner W.S., Havens K.E., Joyner A.R., McCarthy M.J., Newell S.E., Qin B., Scott J.T., 2016. Mitigating cyanobacterial harmful algal blooms in aquatic ecosystems impacted by climate change and anthropogenic nutrients. *Harmful algae*, 54, 213-222.
- Paerl H.W., Hall N.S., Peierls B.L., Rossignol K.L., 2014. Evolving paradigms and challenges in estuarine and coastal eutrophication dynamics in a culturally and climatically stressed world. *Estuaries and Coasts*, 37 (2), 243-258.
- Paerl H.W., Paul V.J., 2012. Climate change: links to global expansion of harmful cyanobacteria. *Water research*, 46 (5), 1349-1363.
- Paerl H.W., Scott J.T., McCarthy M.J., Newell S.E., Gardner W.S., Havens K.E., Hoffman D.K., Wilhelm S.W., Wurtsbaugh W.A., 2016. It Takes Two to Tango: When and Where Dual Nutrient (N & P) Reductions Are Needed to Protect Lakes and Downstream Ecosystems. *Environmental Science & Technology*, 50 (20), 10805-10813.
- Pahl-Wostl C., 2007. Transitions towards adaptive management of water facing climate and global change. *Water resources management*, 21 (1), 49-62.
- Passy P., Le Gendre R., Garnier J., Cugier P., Callens J., Paris F., Billen G., Riou P., Romero E., 2016. Eutrophication modelling chain for improved management strategies to prevent algal blooms in the Bay of Seine. *Marine ecology progress series*, 543, 107-125.
- Perrot T., Rossi N., Ménesguen A., Dumas F., 2014. Modelling green macroalgal blooms on the coasts of Brittany, France to enhance water quality management. *Journal of Marine Systems*, 132, 38-53.
- Peterjohn W.T., Correll D.L., 1984. Nutrient dynamics in an agricultural watershed - Observations on the role of a riparian forest. *Ecology*, 65 (5), 1466-1475.
- Peyraud J.L., Cellier P., 2008. *Les flux d'azote liés aux élevages, réduire les pertes, rétablir les équilibres*. Expertise scientifique collective, rapport, Inra (France), Chapitre 4. Les dynamiques de concentration, origines économiques, Chapitre 10. Les instruments de régulation des pollutions des élevages : une analyse économique des excès d'azote au niveau des territoires, INRA, 527 p.
- Pinay G., Black V.J., Planty-Tabacchi A.M., Gumiero B., Decamps H., 2000. Geomorphic control of denitrification in large river floodplain soils. *Biogeochemistry*, 50 (2), 163-182.
- Pretty J., Brett C., Gee D., Hine R., Mason C., Morison J., Rayment M., Van Der Bijl G., Dobbs T., 2001. Policy challenges and priorities for internalizing the externalities of modern agriculture. *Journal of environmental planning and management*, 44 (2), 263-283.
- Rabalais N.N., Turner R.E., Scavia D., 2002. Beyond Science into Policy: Gulf of Mexico Hypoxia and. *Bioscience*, 52 (2), 129-142.
- Reddy K.R., Kadlec R.H., Flaig E., Gale P.M., 1999. Phosphorus retention in streams and wetlands: A review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29 (1), 83-146.
- Romstad E., 2014. The Economics of Eutrophication. *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*. Springer, 45-53.
- Sabater S., Butturini A., Clement J.C., Burt T., Dowrick D., Hefting M., Maitre V., Pinay G., Postolache C., Rzepecki M., Sabater F., 2003. Nitrogen removal by riparian buffers along a European climatic gradient: Patterns and factors of variation. *Ecosystems*, 6 (1), 20-30.
- Savchuk O.P., Wulff F., 2007. Modeling the Baltic Sea eutrophication in a decision support system. *AMBIO: A Journal of the Human Environment*, 36 (2), 141-148
- Scheffer M., Carpenter S.R., 2003. Catastrophic regime shifts in ecosystems: linking theory to observation. *Trends in ecology & evolution*, 18 (12), 648-656.
- Schindler D.W., 1977. Evolution of phosphorus limitation in lakes. *Science*, 195 (4275), 260-262. 10.1126/science.195.4275.260.
- Schindler D.W., 2012. The dilemma of controlling cultural eutrophication of lakes. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences*, 279 (1746), 4322-4333.

- Schoumans O., Chardon W., Bechmann M., Gascuel-Oudou C., Hofman G., Kronvang B., Rubæk G.H., Ulén B., Dorioz J.-M., 2014. Mitigation options to reduce phosphorus losses from the agricultural sector and improve surface water quality: a review. *Science of the Total Environment*, 468, 1255-1266.
- Seitzinger S., Harrison J.A., Bohlle J.K., Bouwman A.F., Lowrance R., Peterson B., Tobias C., Van Drecht G., 2006. Denitrification across landscapes and waterscapes: A synthesis. *Ecological applications*, 16 (6), 2064-2090.
- Sharp J.H., 2001. Marine and aquatic communities, stress from eutrophication. *Encyclopedia of Biodiversity* Academic Press.
- Skogen M.D., Eilola K., Hansen J.L., Meier H.M., Molchanov M.S., Ryabchenko V.A., 2014. Eutrophication status of the North Sea, Skagerrak, Kattegat and the Baltic Sea in present and future climates: A model study. *Journal of Marine Systems*, 132, 174-184.
- Smetacek V., Zingone A., 2013. Green and golden seaweed tides on the rise. *Nature*, 504 (7478), 84-88.
- Smith V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2), 126-139.
- Smith V.H., Schindler D.W., 2009. Eutrophication science: where do we go from here? *Trends in ecology & evolution*, 24 (4), 201-207.
- Smith V.H., Tilman G.D., Nekola J.C., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental pollution*, 100 (1), 179-196.
- Soranno P.A., Cheruvilil K.S., Stevenson R.J., Rollins S.L., Holden S.W., Heaton S., Torng E., 2008. A framework for developing ecosystem-specific nutrient criteria: Integrating biological thresholds with predictive modeling. *Limnology and Oceanography*, 53 (2), 773-787.
- Strayer D.L., Beighley R.E., Thompson L.C., Brooks S., Nilsson C., Pinay G., Naiman R.J., 2003. Effects of land cover on stream ecosystems: Roles of empirical models and scaling issues. *Ecosystems*, 6 (5), 407-423.
- Sutton M.A., Howard C.M., Erismann J.W., Billen G., Bleeker A., Grennfelt P., Van Grinsven H., Grizzetti B., 2011. *The European nitrogen assessment: sources, effects and policy perspectives*. Cambridge University Press.
- Testa J.M., Li Y., Lee Y.J., Li M., Brady D.C., Di Toro D.M., Kemp W.M., Fitzpatrick J.J., 2014. Quantifying the effects of nutrient loading on dissolved O₂ cycling and hypoxia in Chesapeake Bay using a coupled hydrodynamic-biogeochemical model. *Journal of Marine Systems*, 139, 139-158.
- Thornton J.A., Harding W.R., Dent M., Hart R.C., Lin H., Rast C.L., Rast W., Ryding S.O., Slawski T.M., 2013. Eutrophication as a 'wicked' problem. *Lakes & reservoirs: Research & management*, 18 (4), 298-316.
- Troost T., Blaas M., Los F., 2013. The role of atmospheric deposition in the eutrophication of the North Sea: a model analysis. *Journal of Marine Systems*, 125, 101-112.
- Turner R., Rabalais N., Justic D., 2006. Predicting summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Riverine N, P, and Si loading. *Marine pollution bulletin*, 52 (2), 139-148.
- Udovik O., Gilek M., 2013. Coping with uncertainties in science-based advice informing environmental management of the Baltic Sea. *Environmental Science & Policy*, 29, 12-23.
- Verchère A., 2010. Normes, taxes et pollution diffuse aux nitrates. *Revue française d'économie*, 25 (2), 93-135.
- Vitousek P.M., Aber J.D., Howarth R.W., Likens G.E., Matson P.A., Schindler D.W., Schlesinger W.H., Tilman D.G., 1997. Human alteration of the global nitrogen cycle: sources and consequences. *Ecological applications*, 7 (3), 737-750.
- Von Blottnitz H., Rabl A., Boiadjev D., Taylor T., Arnold S., 2006. Damage costs of nitrogen fertilizer in Europe and their internalization. *Journal of environmental planning and management*, 49 (3), 413-433.
- Withers P.J., Neal C., Jarvie H.P., Doody D.G., 2014. Agriculture and eutrophication: where do we go from here? *Sustainability*, 6 (9), 5853-5875.
- Withers P.J.A., Jarvie H.P., 2008. Delivery and cycling of phosphorus in rivers: A review. *Science of the Total Environment*, 400 (1-3), 379-395.
- Woznicki S.A., Nejadhashemi A.P., Tang Y., Wang L., 2016. Large-scale climate change vulnerability assessment of stream health. *Ecological Indicators*, 69, 578-594.
- Xepapadeas A., 2011. The economics of non-point-source pollution. *Annu. Rev. Resour. Econ.*, 3 (1), 355-373.

Liste des auteurs

■ Pilotes scientifiques

Gilles Pinay, CNRS : biogéochimie, bassins-versants, zones humides, azote.

Chantal Gascuel, Inra : hydrologie, hydrochimie, bassins-versants, nutriments, agriculture, structure du paysage et qualité des eaux, modélisation agrohydrologique.

Alain Ménesguen, Ifremer : modèles d'eutrophisation marine (marées vertes, eaux colorées, hypoxie), seuils de bon état écologique, modélisation de populations d'espèces benthiques (exploitées ou invasives).

Yves Souchon, Irstea : hydroécologie, habitat physique, hydromorphologie des cours d'eau, thermie, dynamique temporelle des communautés.

■ Experts scientifiques

Lynda Aissani, Irstea : génie de l'environnement, évaluation environnementale, analyse du cycle de vie, territoire, méthanisation.

Pierre Anschutz, CNRS : cycle du phosphore, interface eau-sédiment, interaction eaux souterraines-eaux de surface, processus redox, milieux côtiers et lacs.

Carole Barthélemy, université Aix-Marseille : sociologie de l'environnement, approches interdisciplinaires des interactions nature/société, pratiques, usages et représentations sociales de l'environnement.

Fabrice Béline, Irstea : génie des procédés, procédés de traitement et valorisation, méthanisation, épuration des effluents et des déchets organiques.

Gudrun Bornette, CNRS : écologie végétale, zones humides, rétrocontrôles trophie-thermie-contraintes physiques et fonctionnement.

Magalie Bourblanc, Cirad : politiques publiques de l'eau et politiques agricoles, analyse de l'action publique, analyse de la construction des problèmes publics, sociologie politique de l'expertise scientifique.

Catherine Boutin, Irstea : génie des procédés, traitements des eaux usées domestiques, performance, végétaux aquatiques, petites collectivités, assainissement non collectif.

Annie Chapelle, Ifremer : microalgues toxiques, modélisation, anoxie, sédiment, cycles de l'azote et du phosphore, phytoplancton.

Christian Chauvin, Irstea : eaux continentales, macrophytes, bio-indication, relation biologie et physico-chimie.

Pascal Claquin, université de Caen-Normandie : phytoplancton, écosystèmes côtiers, production primaire, diatomées, écophysologie et écologie.

Alain Crave, CNRS : rivières, flux de sédiments, géomorphologie fluviale.

Pascal Denoroy, Inra : fertilisation, agriculture, gestion des sols, dynamique terrestre du P.

Jean-Marcel Dorioz, Inra : spéciation, bassins-versants, lacs, pollution diffuse, sols.

Jean-Marc Douguet, université Paris-Saclay : économie écologique, évaluation intégrée, analyse intégrée, indicateurs, médiation des connaissances environnementales.

Isabelle Doussan, Inra : droit de l'environnement, droit de l'eau, droit des ICPE.

Patrick Durand, Inra : transfert de nutriments, agriculture et qualité des eaux, structure du paysage et cycle de l'eau, modélisation agrohydrologique intégrée, hydrologie des bassins-versants.

Claire Étrillard, Inra : droit de l'environnement, droit de l'eau, droit des ICPE, réglementation des effluents et des déchets organiques.

Agathe Euzen, CNRS : eau, perception, représentation, usages, pratique, développement durable.

Didier Gascuel, Agrocampus Ouest : écologie marine, réseaux trophiques, modèles trophodynamiques, stocks halieutiques, mers européennes.

Élisabeth Gross, université de Lorraine : écologie végétale, écologie chimique, stœchiométrie écologique, lacs plats, macrophytes-phytoplancton-cyanobactéries benthiques.

Nicolas Hoepffner, Joint Research Center, Italie : phytoplancton, production primaire, télédétection, DCSMM.

Jean-François Humbert, université Pierre et Marie Curie : écologie microbienne, écosystèmes lentiques et lotiques, vie planctonique et vie benthique, cyanobactéries, surveillance et gestion des écosystèmes aquatiques continentaux.

Geneviève Lacroix, Royal Belgian Institute of Natural Sciences, Belgique : modélisation hydrodynamique, modélisation écologique, eutrophisation côtière, modélisation du transport de larves, Manche orientale, mer du Nord.

Olivier Le Pape, Agrocampus Ouest : écologie marine, écologie côtière, habitats halieutiques essentiels, conséquences des pressions anthropiques, bon état écologique.

Alain Lefebvre, Ifremer : dynamique du phytoplancton, systèmes instrumentés haute fréquence, surveillance, observation, OSPAR, DCSMM.

Jean-Marie Lescot, Irstea : économie, ressources naturelles, agriculture, environnement.

Alix Levain, Inra : socio-anthropologie de l'environnement, histoire environnementale, relations sciences-sociétés, sociétés rurales et littorales, confrontation aux changements environnementaux, pollutions aquatiques.

Laurence Miossec, Ifremer : surveillance, qualité milieu marin, directives européennes (DCE, DCSMM), bon état écologique.

Florentina Moatar, université de Tours : flux de nutriments, analyse de suivis spatio-temporels, régime thermique des cours d'eau, modélisation du changement climatique, eutrophisation des cours d'eau.

Behzad Mostajir, CNRS : réseau trophique microbien, interactions trophiques, plancton, structure et fonctionnement, ingénierie écologique.

Alexandrine Pannard, université de Rennes 1 : écologie du phytoplancton, contrôles physiques, activité photosynthétique, structure des communautés, diversité.

Frédéric Rimet, Inra : phytoplancton, diatomées, écotoxicologie, bio-indication, DNA-barcoding.

Nadège Rossi, Centre d'étude et de valorisation des algues : écologie marine côtière, macroalgues, bio-indicateur, eutrophisation.

José-Miguel Sanchez-Perez, CNRS : modélisation hydrobiologique et biogéochimique, cours d'eau.

Sabine Sauvage, CNRS : modélisation, interactions hydrologie-biologie-géochimie, transferts de matières, hydrosystèmes.

Philippe Souchu, Ifremer : milieu côtier, recyclage, résilience, stratégies d'abattement, indicateurs.

Jean-Philippe Terreaux, Irstea : économie, ressources naturelles, environnement, agriculture.

Philippe Usseglio-Polatera, université de Lorraine : invertébrés, biotraits, diagnostics écologiques, multistress, cours d'eau.

Brigitte Vinçon-Leite, École des ponts ParisTech : lacs et réservoirs, hydrodynamique, phytoplancton, hydrologie urbaine, cyanobactéries, modélisation intégrée.

Cette liste n'inclut pas les chercheurs sollicités directement par l'un des experts ci-dessus pour contribuer ponctuellement à la rédaction d'une section du rapport. Ces chercheurs sont cités dans les contributions écrites du rapport auxquelles ils ont apporté leur concours.

■ Coordination

Morgane Le Moal, CNRS.

■ Documentation

Sybille de Mareschal, Irstea.

Monique Delabuis, Inra.

Isabelle Dubigeon, CNRS.

Alain-Hervé Le Gall, CNRS.

Annick Salaün, Ifremer.

Édition : Christel Desmaris
Formaté typographiquement par DESK (53) :
02 43 01 22 11 – desk@desk53.com.fr

L'eutrophisation touche de nombreux lacs, réservoirs, rivières et zones côtières, en France et dans le monde. Elle génère des perturbations majeures pour les écosystèmes aquatiques et a des impacts sur les biens et les services associés, sur la santé humaine et sur les activités économiques. Dans certains espaces, elle est devenue une question socialement vive. Les débats sur l'identification des facteurs et des niveaux de risque d'eutrophisation ont conduit les ministères en charge de l'environnement et de l'agriculture à confier au CNRS, à l'Ifremer, à l'Inra et à Irstea, la réalisation d'une expertise scientifique collective permettant d'orienter les politiques publiques.

Cette expertise établit un état des lieux critique sur les connaissances scientifiques disponibles au niveau international sur les causes, les mécanismes, les conséquences et la prédictibilité des phénomènes d'eutrophisation. Elle identifie les notions considérées comme certaines et celles encore entachées d'incertitudes, les lacunes, les questions faisant l'objet de controverses scientifiques, ainsi que les leviers d'action existants et les dispositifs mis en place pour surveiller et lutter contre l'eutrophisation.

L'expertise scientifique collective consiste en une analyse des publications scientifiques mondiales, visant à extraire, discuter et assembler les éléments pertinents pour éclairer des questions posées par des commanditaires extérieurs, généralement les pouvoirs publics. Cette expertise, rendue publique en septembre 2017, a été réalisée par 43 experts scientifiques, spécialistes de différentes disciplines et appartenant à divers organismes de recherche.

En couverture : Reflet d'un photographe dans une bulle d'eau.
© Alain Jocard/AFP.



éditions
Quæ

Éditions Cirad, Ifremer, Inra, Irstea
www.quae.com

29 €

ISBN : 978-2-7592-2756-3



ISSN : 2115-1229
Réf. : 02622