

Chapitre 4. Surveillance de l'eutrophisation, indicateurs et trajectoires

Coordinateurs :

Florentina Moatar, Behzad Mostajir & Yves Souchon

Auteurs :

Christian Chauvin

Nicolas Hoepffner

Jean-François Humbert

Alain Lefebvre

Laurence Miossec

Florentina Moatar

Behzad Mostajir

Frédéric Rimet

Yves Souchon

Philippe Usseglio-Polatera

Avec la contribution de :

Bernard Montuelle, Isabelle Domaizon et Jean-Marcel Dorioz (pour la partie sur les lacs alpins)

Mario Lepage (pour les encadrés sur les estuaires)

Juliette Rosebery (pour la partie sur les diatomées)

Documentalistes : Annick Salaün & Monique Delabuis

Pour citer ce chapitre :

Moatar F., Mostajir B., Souchon Y., Chauvin C., Domaizon I., Dorioz J.-M., Hoepffner N., Humbert J.-F., Lefebvre A., Lepage M., Miossec L., Montuelle B., Rimet F., Rosebery J., Usseglio-Polatera P., 2017. Surveillance de l'eutrophisation, indicateurs et trajectoires. Pages 136-404. In : L'eutrophisation : manifestations, causes, conséquences et prédictibilité. Rapport d'Expertise scientifique collective, Rapport CNRS- Ifremer-INRA-Irstea (France), 1283 pages.

Sommaire

4.1. Eaux douces.....	138
4.1.1. Démarche générale et corpus bibliographique analysé	138
4.1.2. Exemples de phénomènes d'eutrophisation en France et dans le monde.....	141
4.1.2.1. Evolution des lacs.....	142
4.1.2.2. Evolution des rivières et fleuves	147
4.1.3. Surveillance réglementaire et observatoires à long terme des milieux	156
4.1.3.1. Les réseaux de surveillance répondent à une obligation légale	156
4.1.3.2. Principes comparés des réseaux de suivi en Europe et aux Etats-Unis	156
4.1.3.3. Principales caractéristiques des réseaux mis en place en France.....	160
4.1.3.4. Le coût des réseaux.....	163
4.1.3.5. Qui réalise la surveillance ?	164
4.1.3.6. Observatoires, réseaux dédiés, suivis de long terme.....	165
4.1.3.7. Nouvelles technologies de surveillance : les images satellites	178
4.1.3.8. Emergence de nouvelles formes de surveillance par la sphère extra institutionnelle ou science citoyenne	180
4.1.4. Indicateurs et méthodes pour le suivi de l'eutrophisation.....	181
4.1.4.1. Pression, état et impacts : définitions et typologie	181
4.1.4.2. Indicateurs physico-chimiques.....	186
4.1.4.3. Indicateurs biologiques d'impact	206
4.1.5. La gestion par seuils ou quantités annuelles à respecter	289
4.1.6. Conclusion et pistes d'amélioration	292
4.1.6.1. La surveillance DCE ne cible pas spécifiquement l'eutrophisation	292
4.1.6.1. Renforcer le suivi long terme des indicateurs de risque eutrophisation (nutriments) en lien avec l'évolution des pressions, sur des sites pilotes	293
4.1.6.2. Les capteurs	293
4.1.6.3. Une analyse de données, régulière et intégrée et avec indicateurs pertinents	294
4.1.6.4. Une utilisation conjointe des mesures réglementaires et connaissance avec des modèles pour interpolation spatiale, temporelle	294
4.2. Milieux Marins	295
4.2.1. Démarche générale et corpus bibliographique analysé	295
4.2.2. Exemple des phénomènes d'eutrophisation en France et dans le monde.....	298
4.2.2.1. Eutrophisation dans le monde et en Europe	298
4.2.2.2. Eutrophisation en France.....	299
4.2.3. Surveillance de l'eutrophisation	306
4.2.3.1. Critères de sélection d'un indicateur	307
4.2.3.2. Convention OSPAR	310
4.2.3.3. Convention d'Helsinki – HELCOM	318
4.2.3.4. Convention de Barcelone (UNEP/MAP)	322
4.2.3.5. Convention de Bucarest.....	326
4.2.3.6. La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) – Eaux littorales	328
4.2.3.7. La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)	333
4.2.3.8. Hétérogénéité et efforts d'harmonisation des approches d'évaluation	337
4.2.3.9. Autres métriques et indicateurs	347
4.2.4. Synthèse et Perspectives	356
4.2.4.1. Vers une réduction de l'eutrophisation ?	356
4.2.4.2. Incertitudes sur l'utilisation des méthodes d'évaluation.....	359
4.2.4.3. Perspectives pour mieux surveiller les écosystèmes marins	360
4.3. Les départements d'outre-mer	367
4.4. Références bibliographiques.....	369

4.1.1. Démarche générale et corpus bibliographique analysé

« Eutrophication AND (lake or river or stream) AND survey NOT (coast or bay or ocean or sea) »

Cette requête a permis d'isoler 1832 références, dont les premiers 376 documents ont été analysés avec le logiciel Intellixir d'après leurs titres et résumés, afin de mettre en évidence les principaux concepts publiés sur ce thème. La figure 4.1 montre l'importance des concentrations en phosphore et nutriments dans le phénomène d'eutrophisation des milieux continentaux. D'autres paramètres physico-chimiques ressortent : oxygène dissous, carbone, chlorophylle a, débits, températures concentrations dans la masse d'eau et des sédiments, ainsi que quelques groupes biologiques et métriques (algues, cyanobactéries, assemblages, abondance ...).

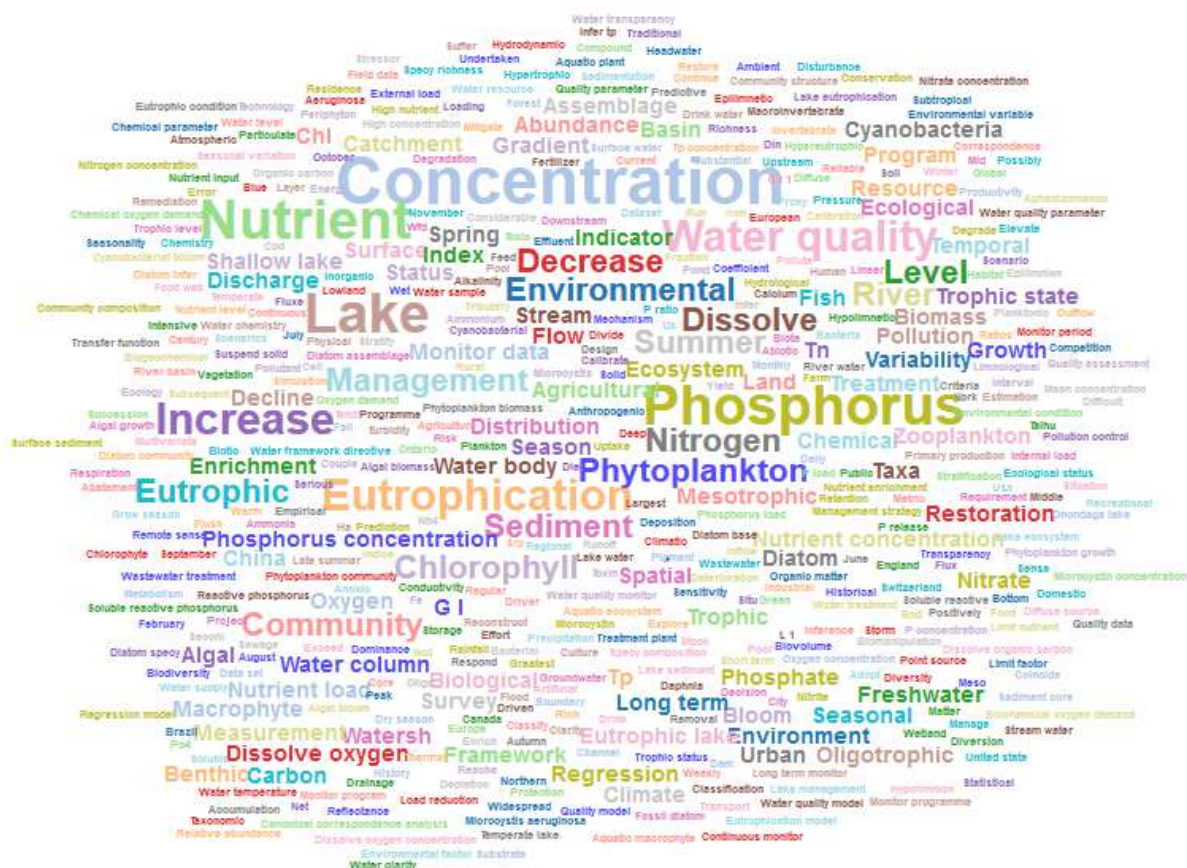


Figure 4.1. Mots clefs issus d'une analyse bibliographique de 376 documents, à partir du logiciel Intellixir.

Les plans d'eau apparaissent comme étant beaucoup plus étudié par rapport aux fleuves et rivières. L'eutrophisation des rivières et fleuves causée par l'enrichissement en azote et phosphore des bassins versants est en effet un phénomène émergent dans la littérature seulement à la fin des années 1980. Ce constat est ainsi bien plus tardif par comparaison aux plans d'eaux, que l'on commence à documenter dès la fin des années 1960 (Figure 4.2) avec les travaux de Vollenweider et les classifications trophiques des plans d'eau.

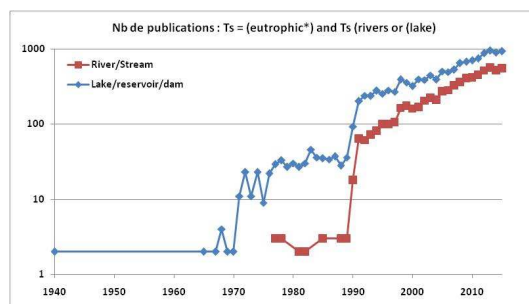


Figure 4.2. Evolution du nombre de publications (web of science) ; Equation bibliographique pour les rivières ; TS=(eutrophic*) and TS=(river* or stream*) ; Equation bibliographique pour les plans d'eau : TS=(eutrophic*) and TS=(lake* or dam* or reservoir*).

Le nombre très important de références bibliographiques, nous a ensuite conduit à organiser la recherche bibliographique suivant une architecture permettant d'isoler les milieux (lacs ou réservoirs, ou fleuve ou rivière), les paramètres et indicateurs utilisés pour la surveillance de l'eutrophisation (Figure 4.3). Quelques milieux emblématiques ont été ciblés dans la recherche bibliographique.

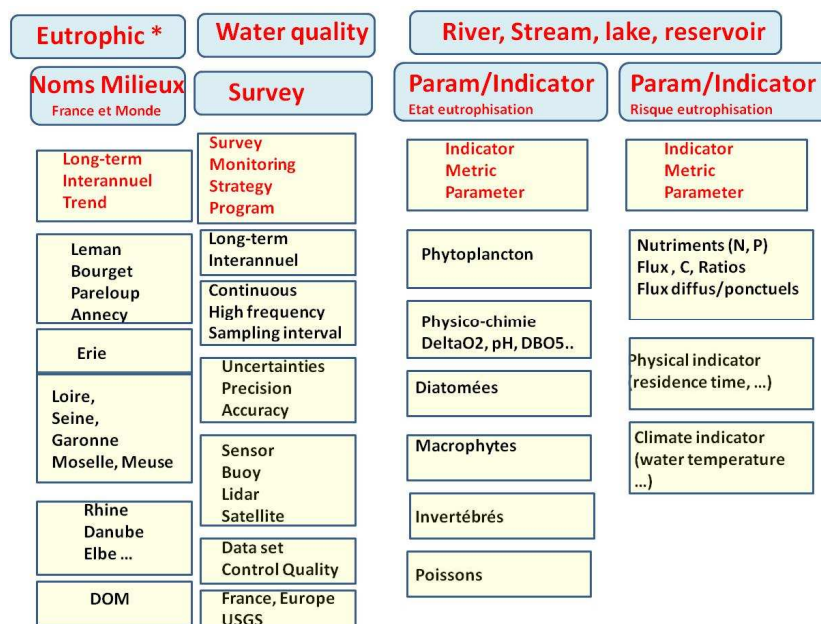


Figure 4.3. Architecture de la recherche bibliographique pour le groupe sur les indicateurs eutrophisation – eaux continentales.

Ainsi, le corpus bibliographique a été étudié suivant plusieurs thèmes :

Le thème des trajectoires d'évolution de l'eutrophisation pour quelques milieux fluviaux emblématiques. Le corpus bibliographique a été délimité afin de permettre d'isoler les références qui traitent des évolutions long terme de l'eutrophisation pour un certain nombre de fleuves en Europe et aux Etats-Unis. Cette rédaction se base sur environ 60 publications (article or review), obtenues à partir des équations ci-après:

TS=(river* or stream*) and TS=(eutrophic*) and TS=(trend* or "long-term") and TS=(Europe or UK or U.S. or Seine or Loire or Garonne or Elbe or Danube or Rhine or Maas or Meuse or Moselle or Doubs or Scheldt or Tisza or Ebro) NOT TS=(bay or sea or dam* or reservoir or lake* or ocean or estuary)

Le thème des indicateurs des nutriments et de leurs incertitudes. Le corpus bibliographique, compose d'environ 80 publication, a été délimité à partir de l'équation suivante :

(stream or river) and (water quality) and (survey or monitoring or continuous monitoring or "discrete survey" or "high frequency" or sensor or "sampling frequency" or "sampling interval" or precision or bias or uncertainties) and (nitrate or nitrogen or phosphorus or orthophosphate or total phosphorus).

Le thème des indicateurs Oxygène dissous et pH, variables caractérisant l'état de l'eutrophisation. L'équation ci-après a permis de faire ressortir 245 publications (article or review) :

TS=(eutrophic*) AND TS=(river* or stream* or lake OR lakes or reservoir* or "dam" OR "dams") And TS=(oxygen* OR O2 or pH or "dissolved oxygen" or "carbon dioxide" or CO2 or "diel oxygen") AND TS=(daily or "diurnal variation*" or "daily variation" or "daily cycle" or "daily variability" or "diurnal variability" or "diurnal dissolved oxygen" or "diel cycle*" or "continuous")

Environ 50 de ces articles jugés pertinents pour ce chapitre ont été traitées, avec des articles traitant des indicateurs de risque d'eutrophisation, notamment par rapport à l'influence du changement climatique sur la température de l'eau et son influence sur l'oxygène dissous et le CO₂.

Le thème des indicateurs biologiques, axé phytoplancton. Le corpus bibliographique a été délimité pour répondre à l'objectif d'obtenir les publications relatives à l'utilisation du phytoplancton comme indicateur de l'eutrophisation en lac (ou réservoir) dans le cadre de programmes de monitoring. Par conséquent, la combinaison de mots clés rentrés dans le WoS pour produire un corpus initial ont été les suivants :

(eutrophic*) and (monitoring or survey or strateg* or program*) and (*indicator* or metric* or parameter*)and (lake OR lakes or reservoir* or "dam" OR "dams") not TS=(river* or stream*) and (phytopl*)

Au total, 160 publications ont été obtenues. Une lecture systématique des résumés a été réalisée pour affiner ce corpus. 75 publications non pertinentes ont été écartées (en dehors du sujet). Le corpus bibliographique sur lequel se base ce chapitre se constitue donc de 85 publications toutes publiées dans des revues à comité de lecture.

Le thème des indicateurs biologiques, axé diatomées en rivières. Le corpus bibliographique a été délimité dans Rimet (2012) pour obtenir les publications parues entre 1999 et 2009 traitant des diatomées et de la pollution en rivière. Des publications plus anciennes et plus récentes jugées comme majeures et nécessaires pour la compréhension du domaine traité ont été ajoutées. Le corpus obtenu a été donc plus large que celui visé par l'Esco qui vise uniquement l'eutrophisation, mais un focus est fait sur les aspects d'eutrophisation en rivière.

Tous les articles contenant les mots clés « diatom », « diatoms » ou « periphyton » dans ISI web of knowledge ont été importés dans Reference Managers, soit un total de 3095 articles.

Ensuite les articles contenant les mots clés suivants ont été sélectionnés :

water-pollution, water-quality, water-quality assessment, water-quality changes, water-quality control, water-quality indicators, water framework directive, water framework directive (WFD), water monitoring, water pollution, water quality, water quality assessment, water quality index, water quality indicators, water monitoring network, eco-regions, ecological assessment, ecological assessment framework, ecological condition, ecological integrity, ecological references, ecological status, ecoregion, ecoregions, ecosystem health, type assemblages, typology, pollutants, pollution, pollution assessment, pollution indicator, pollution sensitivity index, diatom index, diatom indicator, diatom indices, saprobic index, saprobity, saprobity index, trophic diatom index, trophic diatom index (TDI), trophic indices, trophic state, trophic status, trophic status changes, acid deposition, acid mine drainage, acid mine drainage (AMD), acid stream, acidification, acidified waters, acidity, acidity index, acidophilous species, acidophilous algae, saprobic index, saprobity, saprobity index, organic-matter, organic matter, organic pollution, teratogen, teratological forms, teratologies, and teratology.

De cette façon, un total de 561 articles a été sélectionné. Mais de nombreux articles ne traitaient pas de rivières (estuaires, lacs, marais, milieu marin, milieu terrestre). Ces articles Ils n'ont donc pas été retenus. Au final, 226 articles ont été analysés.

Le thème des indicateurs biologiques, axé invertébrés benthiques

Les combinaisons de mots clés rentrés dans le WoS pour produire le corpus initial ont été les suivantes:

- #1 TS=(eutrophic*)
- #2 TS=(nutrient* or nitrog* or nitrat* or phosphor* or *phosphat*)
- #3 TS=(*indicator* or *impact* or *impairment*)
- #4 TS=(*monitoring or *survey or strateg* or program*)
- #5 TS=(*invertebrat*)
- #6 TS=(river* or stream*)
- #7 TS=(#3 OR #4)
- #8 TS=(#1 AND #6)
- #9 TS=(#7 AND #8)
- #10 TS=(#9 AND #5)
- #11 TS=(#10 AND #2)

158 articles ont été obtenus le 16/09/2016 par application de cette combinaison d'équations. A la suite d'une lecture rapide des résumés, 72 publications seulement ont été utilisées dans cette synthèse et 86 écartées, car trop éloignées de l'objet de ce chapitre [e.g. compartiment biologique analysé différent du compartiment « invertébrés benthiques », milieu d'étude hors périmètre sélectionné (e.g. milieux de transition, côtier ou marin), thématique hors sujet]. Ce corpus a été complété par un nombre significatif d'articles supplémentaires issus de la base bibliographique de l'auteur et de recherches complémentaires, portant à 184 articles le nombre d'articles utilisés dans ce chapitre.

Le thème des indicateurs biologiques, axé poissons

Les différentes équations de la présente partie ont identifié 84 articles relatifs aux poissons : 15 d'entre eux ont été sélectionnés et analysés. Il existe par ailleurs une littérature très abondante sur la bioindication qui n'est pas ressortie, mais qui renferme une part d'information sur les relations entre organismes aquatiques et niveaux de nutriments et de trophie ; elle manque toutefois d'informations précises, comme le rappellent Weijters et al. (2009), qui ne retiennent dans leur synthèse que 10 % seulement de ce type de texte (22 sur 240), en se donnant 3 règles de sélection (a) possibilité de comparer les données avec des conditions de référence (dans le temps ou dans l'espace), (b) variables de stress clairement définies (que ce soit l'occupation du sol ou les concentrations de nutriments), (c) définition claire des métriques de biodiversité (ex. nombre d'espèces natives, liste d'espèces ou score des indices poissons). Weijters et al. (2009) soulignent également que les variables d'occupations des sols du bassin et les concentrations en nutriments sont très intriquées et qu'il est souvent artificiel d'essayer de considérer l'un sans l'autre. Pour construire le présent chapitre, de nombreux articles « hors » liste sélectionnée ont été mobilisés, en utilisant le matériau analysé pour les autres chapitres ou pour les autres groupes. Pour garder un fil conducteur entre différents chapitres, nous avons également approfondi la bibliographie des exemples choisis pour d'autres thématiques, comme le lac Érié ou le lac Léman.

4.1.2. Exemples de phénomènes d'eutrophisation en France et dans le monde

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 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.

4.1.2.1. Evolution 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 (climatiques, d'usage des sols, etc.). 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.

4.1.2.1.1. Le Lac Érié : une trajectoire d'oligotrophisation suivie d'une ré-eutrophisation. Un exemple de suivi et d'accompagnement scientifique

Le lac Érié est l'un des grands lacs laurentiens en Amérique du Nord. Il couvre une surface de 25800 km² pour un bassin versant 64000 km². C'est le moins profond (19 à 64 m) avec un temps de résidence de ses eaux court, évalué à 2,2 ans. Il héberge une population de près de 12 millions d'habitants qui est principalement alimentée en eau potable par le lac (Watson et al., 2016). C'est un lac à enjeux très forts, au passé très marqué, puisqu'il était qualifié dans les années 50-60 de « Dead Sea of North America », qui a fait très tôt l'objet très de programmes de surveillance et de remédiation (commission mixte Canada et USA) et qui était en rémission progressive dans les années 1990 suite à la réduction des apports de phosphore, les objectifs fixés de 11000 t par an étant quasiment atteints (fig. 4.4). Or le lac Érié a connu des épisodes très sévères de blooms à cyanophycées en 2011 et en 2014 (fig. 4.5), période délicate au cours de laquelle 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 (cyanotoxines, toxines puissantes du foie qui avaient atteint 2,5 µg/L) dans l'eau du robinet (coût évalué à 2,5 M \$). Ces épisodes se sont reproduits en 2015 et le risque est désormais tel qu'en période sensible des bulletins de prévision sont produits chaque semaine (fig. 4.6) : ils sont élaborés par plusieurs services dont la NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration, images satellites), et reposent sur les prédictions de différents modèles couplant météorologie, bassin versant, hydrodynamique du lac et fonctionnement lacustre (phytoplancton, cyanobactéries, cladocères, dreissenines,...).

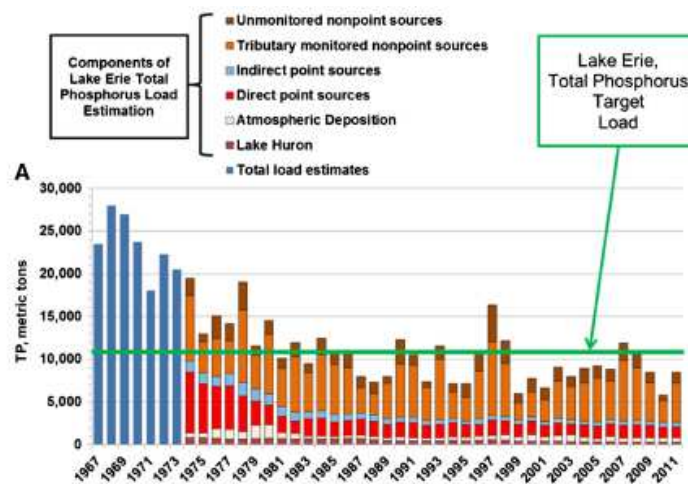


Figure 4.4. Bilan annuel des sources de phosphore parvenant au lac Erie classées par origine. Selon la méthodologie de la Commission Internationale des Lacs (International Joint Commission) de Rockwell (US EPA) et Dolan (University of Wisconsin). Source : Baker et al. (2014).

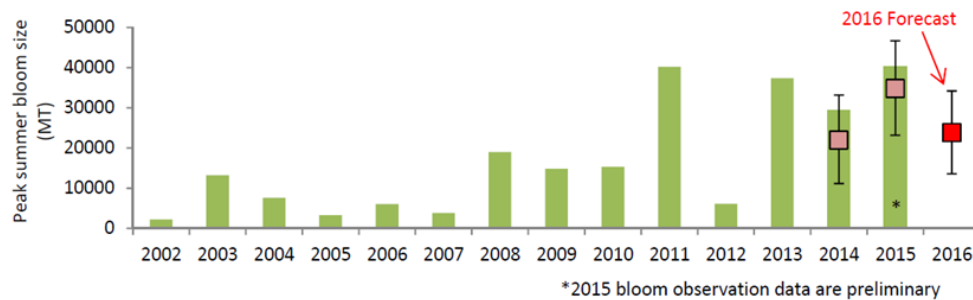


Figure 4.5. Evolution des blooms à cyanophycées dans le Lac Érié. Source : GLERL¹, 2016.

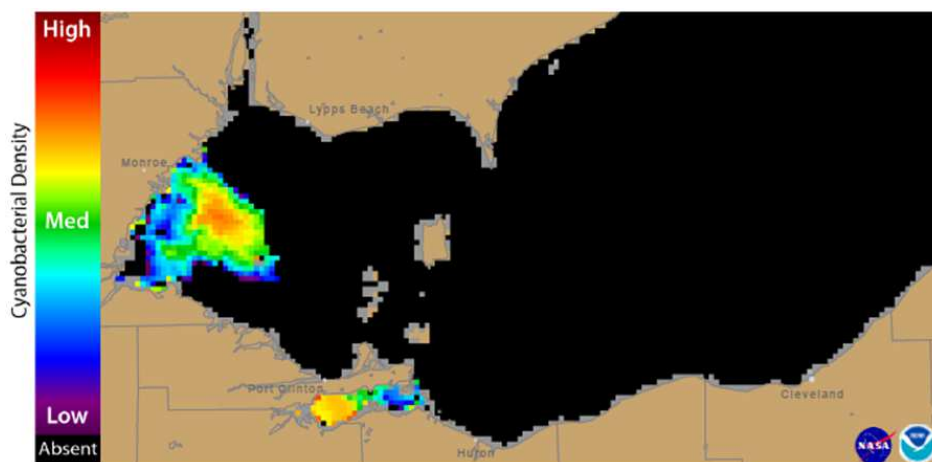


Figure 4.6. Index cyanobactéries de la NASA MODIS-Terra du 23 juillet 2016. Les zones grisées correspondent soit à une couverture nuageuse, soit à des données incomplètes. Le seuil de détection pris en compte est de 20000 cellules/mL. Source : NOAA – GLERL, 2016².

¹ GLERL Western Lake Erie Harmful Algal Bloom (HAB) Forecast bulletin 7 July 2016

² NOAA - Great Lakes Environmental Research Laboratory, juillet 2016. http://www.glerl.noaa.gov/res/HABs_and_Hypoxia/

Cette situation préoccupante a donné lieu à une investigation renforcée pour comprendre les causes du phénomène, dans un bassin où des efforts conséquents de mise en place de mesures agri environnementales avaient pourtant été consentis. De très nombreuses publications ont été produites, qui réinterrogent les sources de nutriments, leur spatialisation, leur temporalité, les bilans d'entrée et discutent les déterminants des efflorescences algales. Une conférence de consensus qui a mobilisé plus d'une centaine d'experts nationaux et mondiaux s'est tenue en avril 2015 et les résultats ont été publiés en 2016 dans la revue *Journal of The Great Lakes Research* (Bullerjahn et al., 2016).

Au niveau des nutriments, la tendance la plus nette concerne la part relative de plus en plus grande des sources diffuses par rapport aux pollutions ponctuelles, qui s'accompagne d'une augmentation du phosphore dissous DRP dans le transfert terrestre vers le lac (figures 4.7 et 4.8).

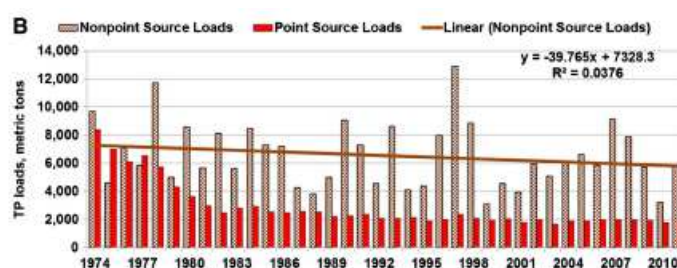


Figure 4.7. Part relative des apports ponctuels et diffus en phosphore total TP au lac Erie. Source : Baker et al. (2014).

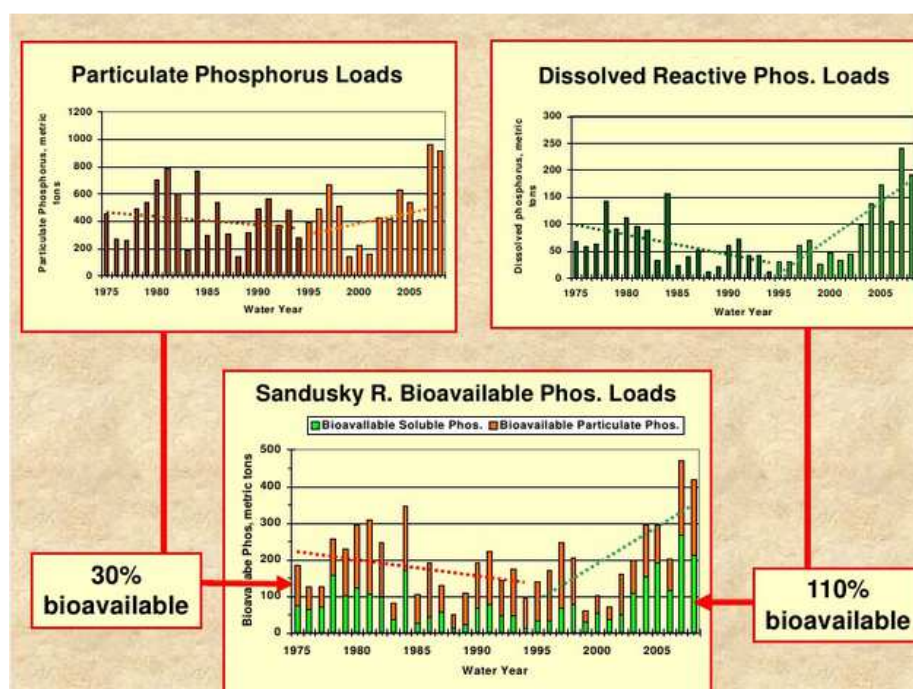


Figure 4.8. Tendances d'évolution temporelle des formes de phosphore particulaires PP et dissoutes bioassimilables (DRP) apportées au lac Erie. Source : Baker, 2009³.

Cette différence temporelle très nette dans la nature des apports au profit d'une forme plus rapidement bio-assimilable de P est un facteur d'explication avancé comme cause importante de la recrudescence

³ <http://www.slideshare.net/OhioEnviroCouncil/lamp-presentation-david-baker>

des manifestations de l'eutrophisation (échouages d'algues vertes accrus sur les plages, hypoxies, blooms à cyanobactéries). A cela s'ajoutent des changements climatiques, comme l'augmentation de la température (intensité, durée, phénologie), la moindre couverture neigeuse (son volume, sa durée et la précocité des fontes) ou comme l'augmentation tendancielle de la pluviométrie vers des événements plus intenses. Cette dernière joue un rôle dans un lessivage accru des terres agricoles. De nouvelles pratiques agronomiques relevant pourtant des bonnes pratiques (BMP Best Management Practices : pas de labour ou labour réduit, paillis/mulch qui maintiennent le P dans la couche superficielle des sols et le rendent plus facilement lessivable), ou encore un accroissement des épandages aériens de fertilisants (augmentation des surfaces en lien avec l'intensification) s'ajoutent pour expliquer le phénomène (Brennan et al., 2017 ; Jarvie et al., 2017).

Les chercheurs ont également reconsidéré le paradigme dominant sur le rôle du P comme premier facteur limitant du phytoplancton, très en vogue dans cette région depuis de très nombreuses années (Schindler et al., 1971 ; Schindler, 2006 ; Schindler et al., 2016). Grâce à des apports de la biologie moléculaire en laboratoire et à des données de terrain, Gobler et al. (2016) démontrent que la croissance et la toxicité de blooms 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 blooms dominés 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 parallèles avec ceux de N non organiques et non d'orthophosphate et qu'ils sont plus faibles les années de plus basses concentrations en N. Cela rejoint une grande partie de la littérature et l'US EPA (2015) qui préconisent désormais d'être attentifs au rapport N : P et de bâtir des stratégies de remédiation basées sur les deux éléments « *Dual Nutrient Criteria* », 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. Cette « scène de crise », largement mise en visibilité, au sens des sciences humaines et sociales (SHS) a donné lieu à de nombreuses analyses des positions des différents acteurs (cf chap 9).

C'est aussi un territoire où en plus des modèles évoqués pour la partie lacustre et la prédiction de crise, d'autres modèles sont déployés dans les bassins versants en amont du lac : ils couplent terre (bassin versant) - eau (cours d'eau) et réponses biologiques (macroinvertébrés et poissons, comme témoins de l'état écologique). Ils aident à gérer la complexité du système et des processus temporels et spatiaux, et grâce à cette intégration et à leur grain géographique suffisamment fin peuvent aider à construire des scénarios de remédiation à l'échelle fine de sous bassins et à définir les limites des préconisations générales : quelle est l'ambition atteignable dans le domaine biophysique et quelle est sa faisabilité d'un point de vue socio-économique⁴ ? (Einheuser et al., 2012 et 2013 ; Herman et al., 2015).

Ce type de démarche peut aussi aider à tester de nouveaux forçages, qu'ils concernent des déterminants d'ordre climatique (évolution des débits et des températures) ou des modifications des structures des espaces géographiques, voire des pratiques culturelles sur ces espaces.

Enfin, puisque que le lac Érié et plus globalement les Grands Lacs Laurentiens sont des exemples riches et d'une certaine façon prospectifs, il faut aussi signaler deux initiatives qui vont dans le sens d'une prise en charge plus holistique de la gestion des hydrosystèmes et de leur remédiation, dans l'esprit de ce qui a été dit de l'esprit également défendu par la DCE : (i) 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 (fig. 4.9) et (ii) la caractérisation et la cartographie de services environnementaux (les services récréatifs qui sont représentés fig. 4.10: fréquentation des parcs, des

⁴ Idée défendue dans les chapitres 8 et 9 : co-construire simultanément la stratégie de remédiation et l'évaluation socio-économique

plages, navigation de plaisance, pêche, observation de la sauvagine), notamment à des fins de mise en cohérence de politiques de restauration dont le montant actuel s'élève à 1,5 milliards \$.

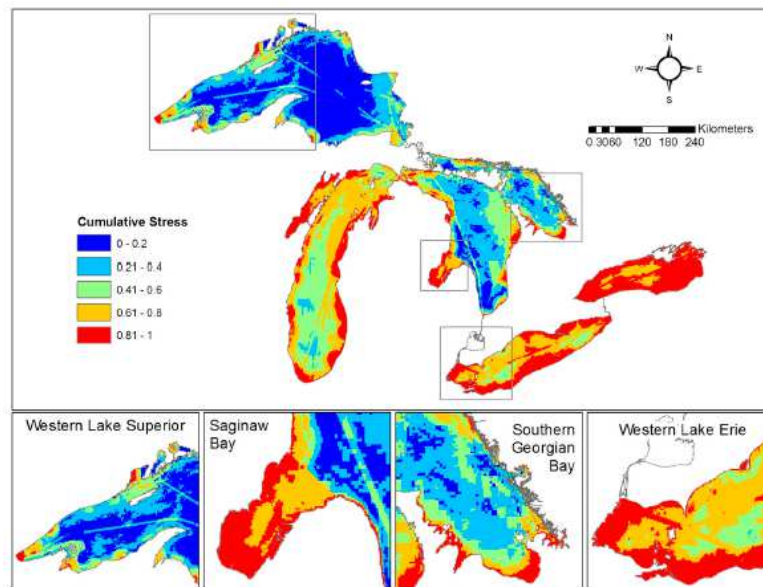


Figure 4.9. Représentation du patron spatial des facteurs de stress cumulés dans les Grands Lacs Laurentiens (34 item). Echelle représentée : par quantile de la distribution de l'indice cumulé. Source : Allan et al. (2013).

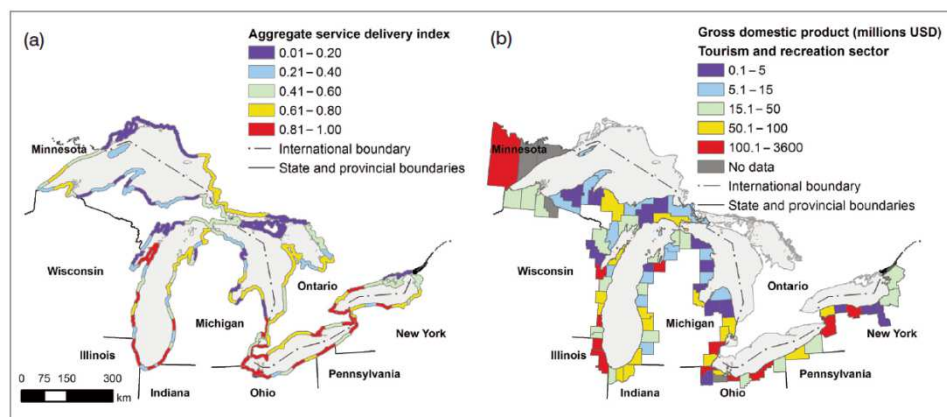


Figure 4.10. (a) Indice des services de récréation délivrés au sein des Grands Lacs Laurentiens, à la maille des territoires (comté). (b) Produit domestique brut par comté US. Source : Allan et al. (2015).

4.1.2.2. Evolution des rivières et fleuves

Florentina Moatar

Université François-Rabelais de Tours

4.1.2.2.1. Une manifestation tardive des occurrences des phénomènes d'eutrophisation mais un enrichissement précoce en azote et phosphore dès le milieu du XXème siècle

Tendances long terme à partir de très longues chroniques (avant 1960)

En effet, dans les rivières et fleuves, l'enrichissement en nutriments est un phénomène qui est apparu au milieu du XXème siècle et mis en évidence en lien avec l'hypoxie de certaines baies (Golfe du Mexique (Turner et al., 2006; 2012; Turner et al., 2005), Baie de Chesapeake ... (Kemp et al., 2005)) ou de certains plans d'eau (Grands Lacs (Hartig et al., 1991; Munawar et al., 2015), lac Erié ... (Burlakova et al., 2014; Holeck et al., 2015; Winter et al., 2015)) avec des mesures prises très tôt d'un point de vue législatif pour contrôler les apports d'azote et phosphore (Water Pollution Control Act, 1948 aux Etats Unis). Dans l'étude récente de Stets et al., 2015, l'analyse des tendances des concentrations en nitrate de 22 rivières aux Etats Unis (affluents de Mississippi, côte Est et Ouest), certains avec des suivis réalisés depuis 1920, a mis en évidence l'enrichissement très précoce en nitrate (Figure 4.11). Les longues séries qui remontent au début du XXème siècle restent exceptionnelles, mais elles montrent toutes l'augmentation importante de l'azote et du phosphore.

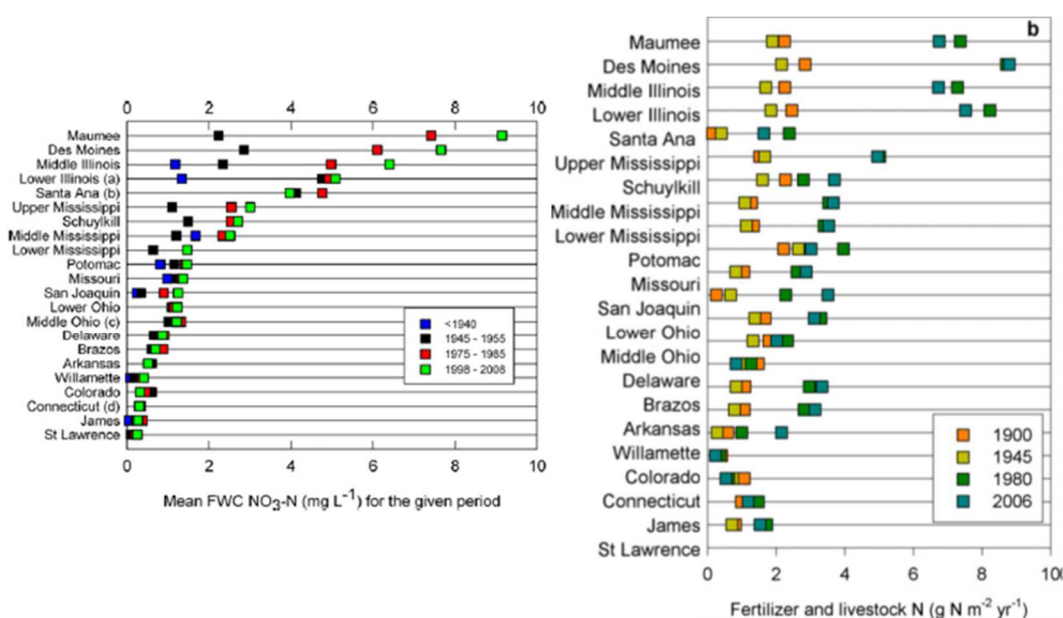


Figure 4.11. Evolution des concentrations de nitrate (moyennes pondérées par les débits) depuis 1945 de plusieurs rivières Nord Américaines en lien avec la fertilisation azotée et la pression du cheptel animal. Source : Stets et al., 2015.

Pour certains grands fleuves en Europe, les chroniques remontent aux années 1960-1970. Ainsi, dans le Rhin, les concentrations en nitrate et orthophosphates sont passées en moyenne annuelle de 1 mg N/l et 60 $\mu\text{g P/l}$ à 3.5 mg N/l et 400 $\mu\text{g P/l}$ entre 1954 et 1976 (Hartmann et al, 2007, figure 4.12). Dans la Seine, entre 1960 et 1980, les concentrations de NO_3 et de PO_4 ont augmenté de 2 à 8 mg N/l et de 10

à 130 $\mu\text{g P/l}$ (Billen et al., 2007, figure 4.12). (Howden et al., 2010; Worrall et al., 2015) publient des valeurs similaires pour la Tamise en amont de Londres (Figure 4.12). Par rapport aux valeurs naturelles, l'azote et le phosphore ont augmenté d'un facteur 2 à l'échelle globale et dans l'Europe de l'ouest et Etats Unis, localement d'un facteur 10 à 50 (MEYBECK, 1982, figure 4.12).

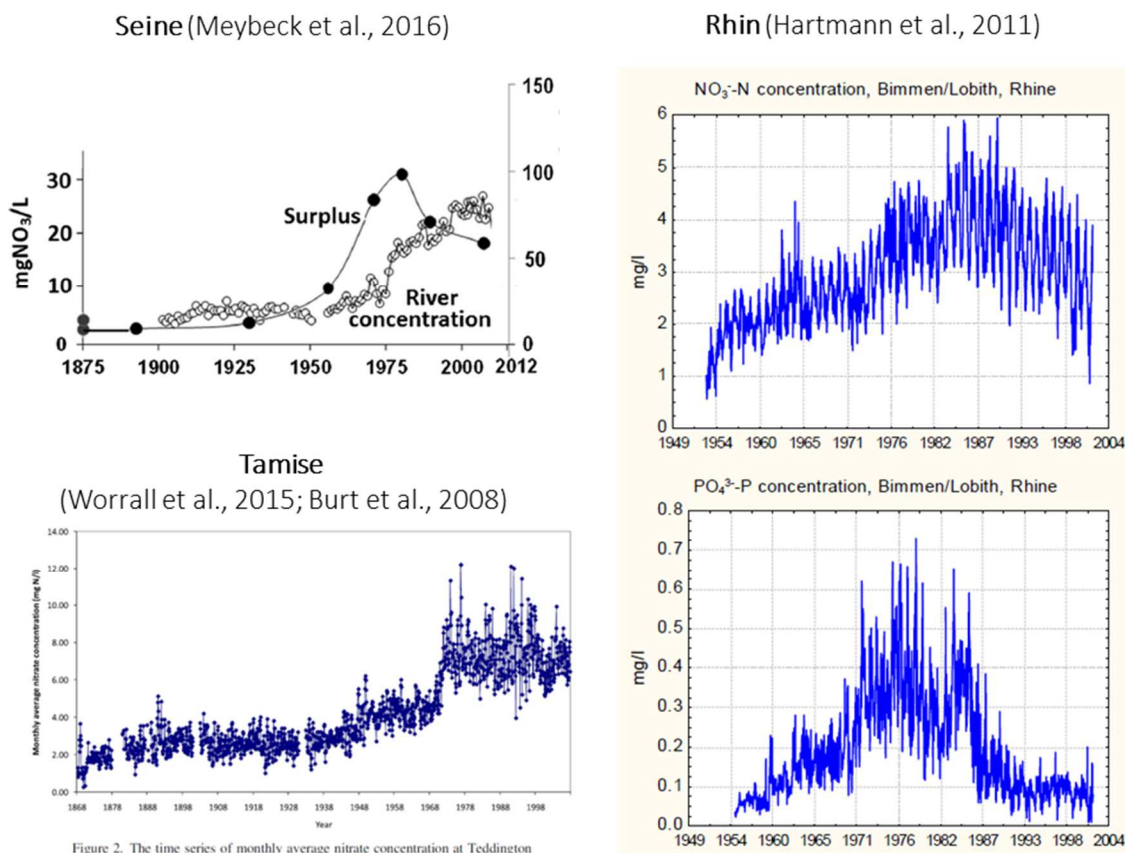


Figure 4.12. Exemples de trajectoires d'évolution de l'azote et du phosphore dans la Seine, le Rhine et la Tamise. Sources citées dans la figure.

4.1.2.2.2. Concentrations maximales en chlorophylle a dans les années 1980-1990

En Europe et aux Etats-Unis

Smith (2003) rappelle dans son article de synthèse que rivières et fleuves saturés en nutriments, avec temps de résidence suffisants et lumière, génèrent des modifications importantes dans la biomasse et la structure des communautés, à la fois des algues en suspension et des algues benthiques (Smith et al., 1999).

Dans les années 1980, la concentration en chlorophylle-a comme indicateur des algues en suspension est citée pour caractériser l'état de l'eutrophisation des rivières. Les teneurs en Chlorophylle a (Chla) atteignent des valeurs bien supérieures au seuil de 30 $\mu\text{g/l}$ (limite pour la classe eutrophe), et avec une très grande variabilité suivant les années. De nombreux exemples ont été documenté pour les grandes rivières. En Amérique du Nord, Smith (2003) estime que la majorité des grandes rivières sont touchées par l'eutrophisation, en particulier l'Ohio, le Mississippi, le Saint Laurent et la rivière Hudson (Bukaveckas et al., 2011; Sellers and Bukaveckas, 2003).

Dans le Rhin inférieur (Cologne – Lobith), Friedrich and Pohlmann (2009) rapportent des valeurs maximales entre 59 (1979) et 31 $\mu\text{g/l}$ (1986) avec des pics qui peuvent atteindre 170 $\mu\text{g/l}$ (1989). Dans l'Elbe à Magdeburg, la concentration en Chla (moyenne estivale) est de 62 $\mu\text{g/l}$ et la valeur maximale de 296 $\mu\text{g/l}$ (Hardenbicker et al., 2014). (Quiel et al., 2011) montre une augmentation le long de l'Elbe de la chlorophylle moyenne estivale (avril à octobre ; 1994-2006) entre 45 $\mu\text{g/l}$ (pk=375 à Schmilka) et 128 $\mu\text{g/l}$ à Schnackenburg (pk=846).

Dans la partie Belge de la Meuse, des valeurs dépassant 150 $\mu\text{g/l}$ ont été rapportées par (DESCY and GOSSELAIN, 1994). Dans le Danube Central et ses affluents en Hongrie, dont la Tisza (Istvanovics and Honti, 2012), mesurent des valeurs de chlorophylle a entre 50 et 237 $\mu\text{g/l}$ en moyenne estivale.

Dans l'Ebre (station Tortosa), une valeur moyenne annuelle de 40 $\mu\text{g/l}$ est rapportée par Ibanez (2008). Enfin, (Mischke et al., 2011), qui réalisent une étude à l'échelle régionale en Allemagne (220 rivières, 418 années analysées) pour caractériser l'état trophique basé sur le phytoplancton, montrent une grande diversité de rivières (Figure 4.13). 4 groupes sont identifiés : rivières avec débit spécifique fort et faible concentrations en chlorophylle a (Rhine, Danube) ; rivières de faible taille en plaine avec faible concentration en Chla (Trave, Stepenitz) ; rivières de taille intermédiaire en plaine (Spree) et de grande taille en moyenne montagne (Main) avec des concentrations intermédiaires et enfin, rivières avec faible débit spécifique (Elbe, Weser) et tributaires Baltiques (Penne, Warnow) avec les plus importantes concentrations en chlorophylle a.

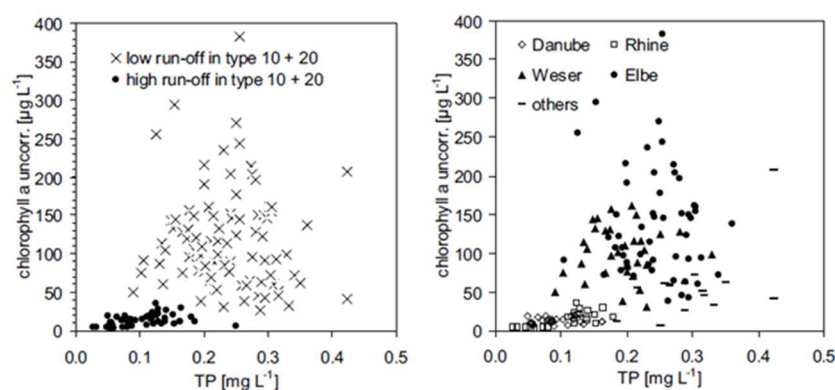


Figure 4.13. Relation entre concentration en chlorophyll a et phosphore dans plusieurs rivières en Allemagne. Source : Mischke et al., 2011.

Certaines rivières de plus petite taille peuvent être eutrophes, mais leur étude est beaucoup moins documentée dans la littérature scientifique. Un exemple ici pour une petite rivière côtière en Angleterre, étudié par (Balbi, 2000), dans la Nene river, une rivière d'ordre de Strahler 3 qui draine environ 1500 km^2 à son exutoire dans l'est de l'Angleterre. Connue par son eutrophisation, le monitoring de la chlorophylle a entre 1975 et 1996 atteignait des valeurs comprises entre 106 et 276 $\mu\text{g/l}$ certaines années, et d'autres années des valeurs inférieures à 10 $\mu\text{g/l}$.

En France

Capblancq et Décamps (2002) classent la Loire comme le fleuve européen le plus eutrophisé ou l'on pouvait dépasser 300 $\mu\text{g/l}$ en Loire Moyenne, valeurs documentés par l'Agence de l'eau Loire Bretagne ou EDF-Direction des Etudes et Recherches de Chatou (Crouzet, 1983, Khalanski, 1976, Lair, 2001). D'autres travaux universitaires dans le cadre du PIREN Seine se sont préoccupés de l'eutrophisation des cours d'eau du bassin de la Seine (thèses Dulac, 1981 ; Laurenceau, 1981). (GARNIER et al., 1995) analysent les concentrations en chlorophylle a pour l'année 1991 dans le réseau hydrographique du bassin de la Seine en fonction de l'ordre de Strahler (Figure 4.14). Des valeurs maximales de 100 $\mu\text{g/l}$ ont été mesurées pour des stations situées sur ordre de Strahler 7 (Garnier et al., 2005).

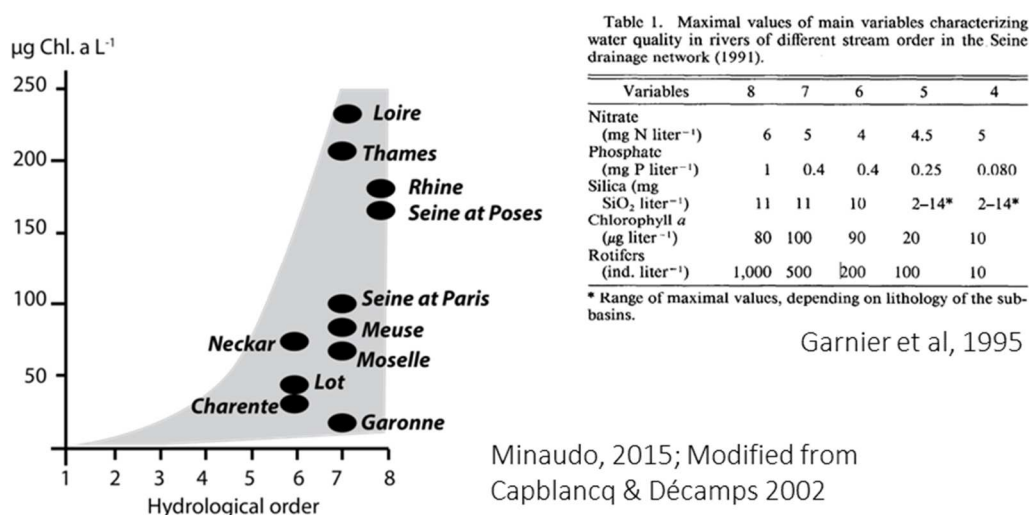


Figure 4.14. Evolution, suivant l'ordre de Strahler, de la biomasse algale maximale exprimée en chlorophyll *a* de quelques fleuves français et européens. Sources : Minaudo 2015 ; Garnier et al. 1995.

La Garonne est très différente par rapport à la Seine et la Loire, car le développement algal est surtout de type biofilm qui colonise les bancs de galets jusqu'à un ordre de Strahler de 7, ce qui est relativement rare. Ameziane et al, (2002) rapportent des valeurs en chlorophylle *a* entre 112 et 254 mg/m² sur une étude sur un tronçon de 223 km sur la Garonne (amont et aval Toulouse). Les concentrations en chlorophylle *a* en suspension sont relativement faibles (16 à 32 µg/l lors des blooms en 1992-1993, avec un maximum mesuré en 67 µg/l (dans le réservoir de Malause) (Ameziane et al., 2002; Muylaert et al., 2009, figure 4.15).

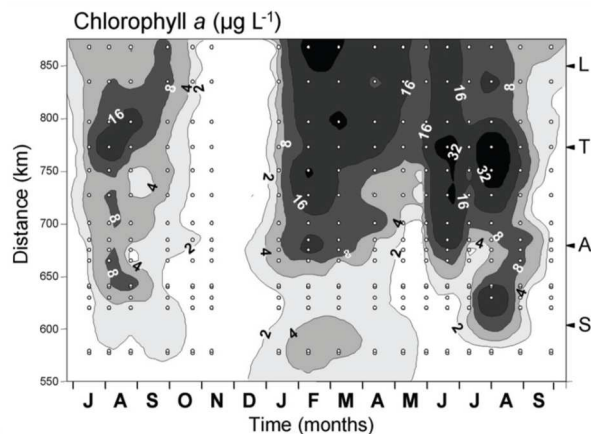


Figure 4.15. Evolution spatio-temporelle des concentrations en chlorophylle *a* dans la Garonne. Le gradient longitudinal est représenté sur l'axe vertical; La position des tributaires est indiquée sur la droite (S: Salat, A: Ariège, T: Tarn et L: Lot). La variation temporelle est représentée sur l'axe horizontal. Les points/moment des prélèvements sont indiqués avec des points blancs. Source : Muylaert et al, 2009.

4.1.2.2.3. Quelle évolution du niveau trophique suite aux mesures prises de réduction des apports d'azote et de phosphore ?

Les travaux sont rares à l'échelle régionale ou nationale pour détecter des tendances dans les concentrations des nutriments malgré la mise en place des suivis réglementaires (en général autour de 1975-1980) pour faire le lien avec l'état de l'eutrophisation. (Alexander and Smith, 2006) ont réalisé une étude aux Etats Unis, à l'échelle de 250 stations/rivières (taille de bassin versant > 1000 km²) suivis entre 1974 et 1994 par l'USGS (Figure 4.16). Le Phosphore total diminue dans 44% des stations et augmente

dans 3% des stations ; l'Azote total diminue dans 37% et augmente dans 9% des stations. Le modèle statistique (méthode décrite plus loin dans ce chapitre), développé pour déterminer la probabilité de changement de classe trophique (d'après la grille de Dodds, 1998) montre que seulement 25% des stations ont eu une amélioration de l'état trophique (i.e., eutrophic to mesotrophic or mesotrophic to oligotrophic), 70% restent dans la même classe trophique. L'amélioration de l'état trophique était plus reliée aux bassins à dominante forestière et prairies, tandis que l'état trophique des bassins à dominante agricole restait inchangé. Malgré le déclin des concentrations en P dans de nombreuses rivières, environ 50% de l'ensemble des sites étudiés et plus de 60% des sites caractérisés par des bassins agricoles et urbains ont été classifiés comme eutrophes en 1994.

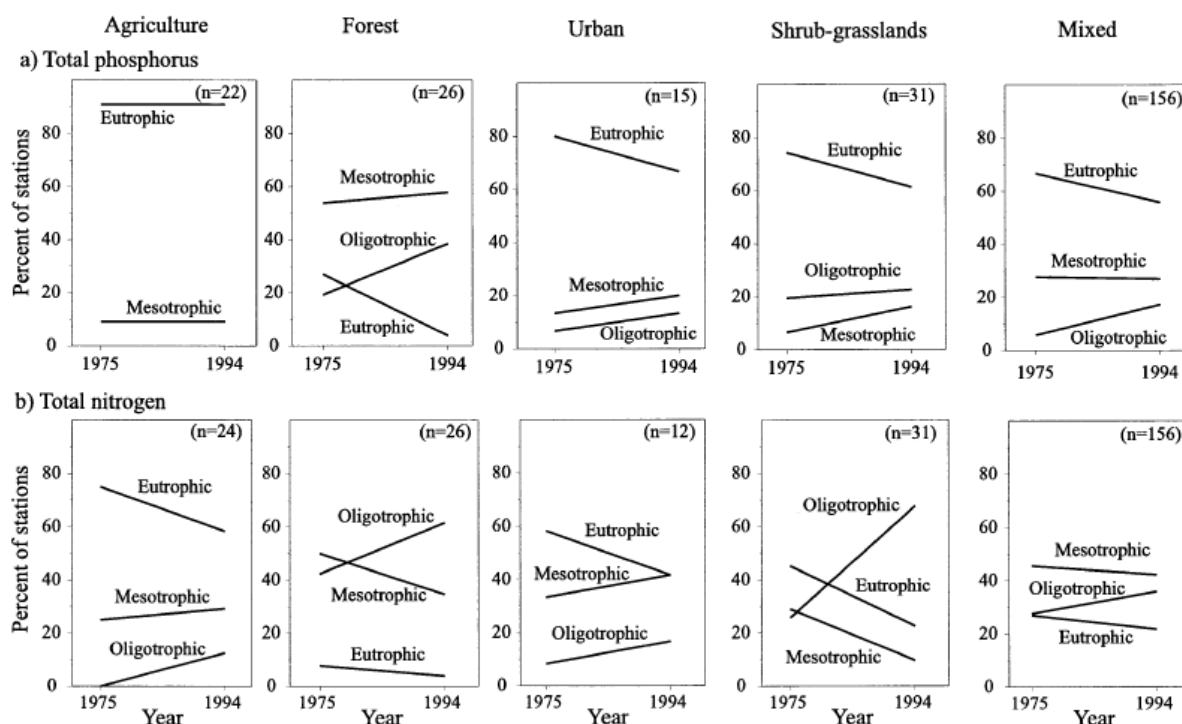


Figure 4.16. Etat trophique probable en 1975 et 1994 des stations de qualité des eaux aux Etats Unis (en %), étudié en fonction de l'occupation des sols des bassins versants. Etat trophique modélisé en fonction des concentrations en nutriments, normalisées par rapport au débit moyen longue terme estival. Source : Alexander and Smith, 2006.

4.1.2.2.4. Un nouveau contexte pour l'eutrophisation des fleuves suite à la réduction des apports de Phosphore urbain et industriel ?

La réduction des rejets de phosphore par une meilleure collecte des eaux usées, des traitements plus performants dans les stations d'épuration et une limitation des lessives phosphatées dans l'usage domestique et industriel, semblent avoir eu un effet positif sur la diminution des concentrations de phosphore et le contrôle de l'eutrophisation des grandes rivières et fleuves. Ainsi, de nombreux articles récents recensent une forte diminution des teneurs en phosphore dans les rivières à partir des années 1990 (Hartmann et al., 2007; Billen et al., 2007 ; Ibanez et al. 2008; Bowes et al., 2011; Friedrich and Pohlmann, 2009; Bouraoui and Grizzetti, 2011 ; Istvanovics and Honti, 2012 ; Flourey et al., 2012; Minaudo et al., 2013; Moatar and Meybeck, 2005 ; Hardenbicker et al., 2014; Romero et al., 2016).

Cependant, le lien entre cette réduction des apports en phosphore et l'évolution de la biomasse algale n'est pas toujours expliqué par l'évolution du phosphore. Nous montrons ci-après quelques exemples de changement dans l'eutrophisation de 4 fleuves : la Seine, la Loire et le Rhin où la diminution du phosphore est mise en avant pour expliquer la diminution de la biomasse algale. Cependant, l'Elbe, qui

a atteint ces dernières années des niveaux comparables de concentration en phosphore avec le Rhin garde des concentrations en chlorophylle a élevées.

Seine

La Seine, de la confluence avec la Marne à l'entrée à l'estuaire à Poses, soumise à l'intensité et à la spécialisation de l'agriculture du bassin amont d'une part et aux rejets de 10 millions d'habitants de l'agglomération parisienne d'autre part, était périodiquement soumise à des épisodes d'anoxie lié aux rejets d'effluents urbains et à des blooms algaux. Depuis quelques années des changements majeurs sont intervenus. Les stations d'épuration retiennent d'ores et déjà 80% du phosphore des rejets urbains et elles rejettent beaucoup moins d'ammonium mais apportent plus de nitrate et de nitrites. Les apports de nitrate des bassins agricoles amont restent stationnaires ou en légère diminution. Dans les années 2000, les apports diffus de phosphore d'origine agricole représentaient jusqu'à 25% des apports totaux, mais étaient plus importants (jusqu'à 50%) dans les petits sous-bassins agricoles (Nemery and Garnier, 2007; Nemery et al., 2005). Actuellement ces apports diffus devraient prendre une part plus importante suite à la réduction des apports ponctuels.

La compilation des données acquises par l'AESN et diverses études scientifiques sur la période 1970-2014 depuis l'aval de Paris jusqu'à l'estuaire montre des améliorations depuis les deux dernières décades pour l'ammonium et le phosphore ainsi que pour l'oxygène dissous. L'amélioration est très visible dans l'estuaire de la Seine, où les anoxies estivales ont pratiquement disparues (Figure 4.17, Romero et al., 2016).

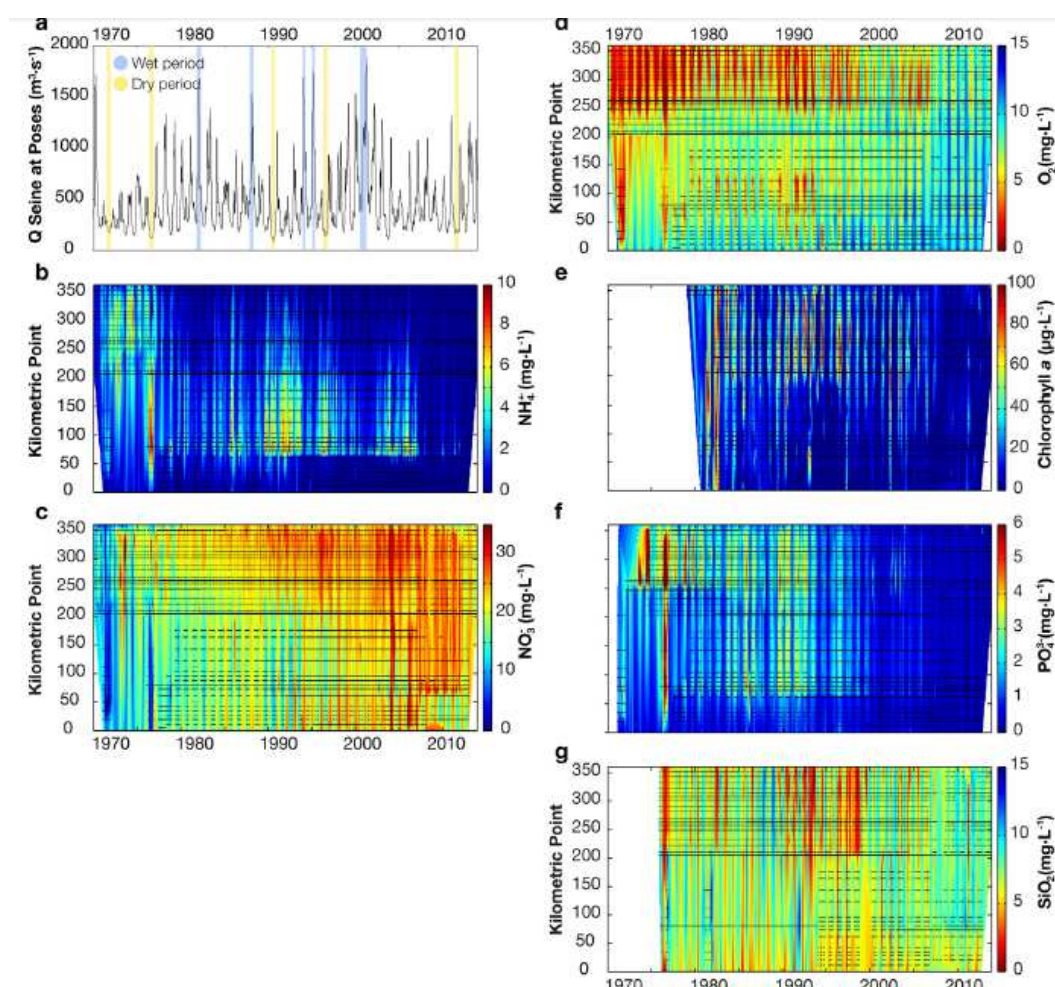


Figure 4.17. Profiles spatio-temporels (1970-2013) des concentrations en ammonium, nitrate, phosphate, silice, oxygène dissous et chlorophylle pour 45 stations de suivi, depuis Paris (point kilométrique 0) jusqu'à Honfleur (point kilométrique 355). La chronique des débits à Poses pour la même période est représentée dans le panel haut à gauche. Source : Romero et al., 2016.

Loire

La Loire est 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, laissant pleinement au phytoplancton le temps de se développer. Elle présentait dès la fin des années 1970 des conditions particulièrement eutrophes, avec, dans sa partie basse (Loire Moyenne et Aval), des concentrations extrêmes de phytoplancton ($> 250 \mu\text{g/l}$ de chlorophylle *a* pendant l'été) et une très grande diversité de phytoplancton (Abonyi et al., 2012; Abonyi et al., 2014). 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 (Floury et al., 2012, Minaudo et al., 2015) et sur l'ensemble du linéaire de la Loire. (Minaudo et al., 2015) a mis en évidence : une diminution de près d'un facteur 2 des concentrations en ortho-phosphates 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 agriculture) à l'échelle de l'ensemble du bassin de la Loire (Figure 4.18). Les indicateurs de la biomasse phytoplanctonique comme les concentrations estivales des pigments totaux, les amplitudes saisonnières des variations de concentration en oxygène dissous et en pH (cf. chapitre 3) ont diminué d'un facteur 2.5. Cependant, d'autres paramètres viennent perturber la stabilité du système, puisque les mollusques bivalves *Corbicula* semblent avoir colonisé la plupart des masses d'eau de surface du bassin de la Loire depuis 1990 (Hesse et al., 2015, Malaco) et jouent probablement un rôle limitant dans le développement des populations de phytoplancton (Descy et al., 2012). L'éclaircissement de la colonne d'eau occasionnée par des niveaux de phytoplancton plus faibles serait profitable au développement des macrophytes, qui pourraient constituer des refuges pour une faune d'invertébrés plus diversifiée (Floury et al., 2013).

Mais le manque de données et d'étude de ces perturbations récentes dans la Loire ne permet pas pour l'instant de quantifier leurs impacts sur la biogéochimie du fleuve.

Dans les années 1980 et 1990, plusieurs études ont montré que les conditions de très faible oxygénation (hypoxie) étaient la conséquence de la minéralisation de grandes quantités de matières organiques labiles (Etcheber et al., 2007; Meybeck et al., 1988). Il avait alors été évalué que 50% des flux de carbone organique particulaire (COP) entrant en période estivale dans l'estuaire étaient d'origine autochtone. La baisse marquée de l'eutrophisation dans la Loire a fortement modifié les flux de matière organique en entrée du système estuarien au cours de ces dernières décennies. La phase dissoute a toujours dominé la composition du carbone organique (70 à 75% du C organique total), mais au cours des années 1980 et 1990, la part de COP autochtone représentait environ 15% des flux annuels, contre 4% aujourd'hui (Minaudo et al., 2016). On observe maintenant une amélioration des conditions d'oxygénation dans l'estuaire de la Loire (plaquettes GIP Loire Estuaire). Cependant, le maintien aujourd'hui d'apports azotés toujours en excès continue à produire marées vertes littorales et eaux colorées hautières dans la zone côtière balayée par le panache de la Loire (Ménésqueun A., Dussauze M., 2015).

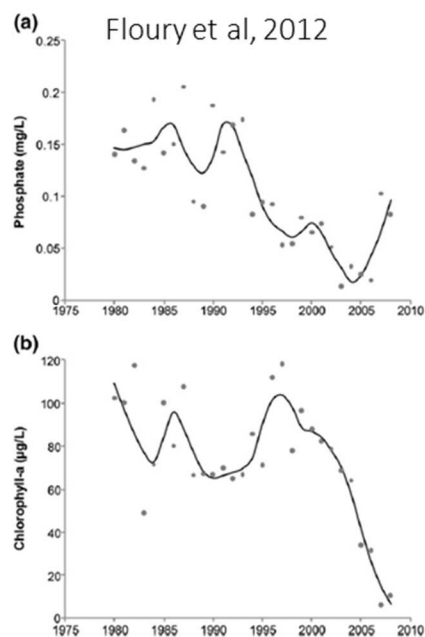


Fig. 3. Annual data in warm period between 1980 and 2008 (grey dots) and long-term evolution indicated by LOESS (bold curves) for a) the phosphate concentration and b) the chlorophyll-a concentration. The LOESS smoothing windows used span 30% of the data.

Minaudo et al., 2015. Profil longitudinal de la Loire

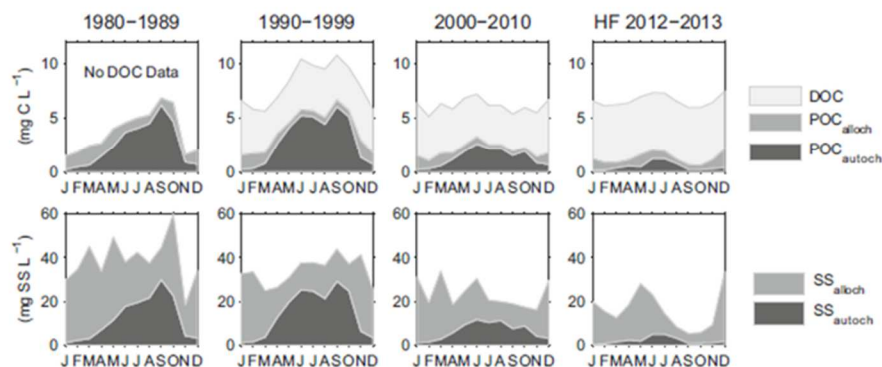
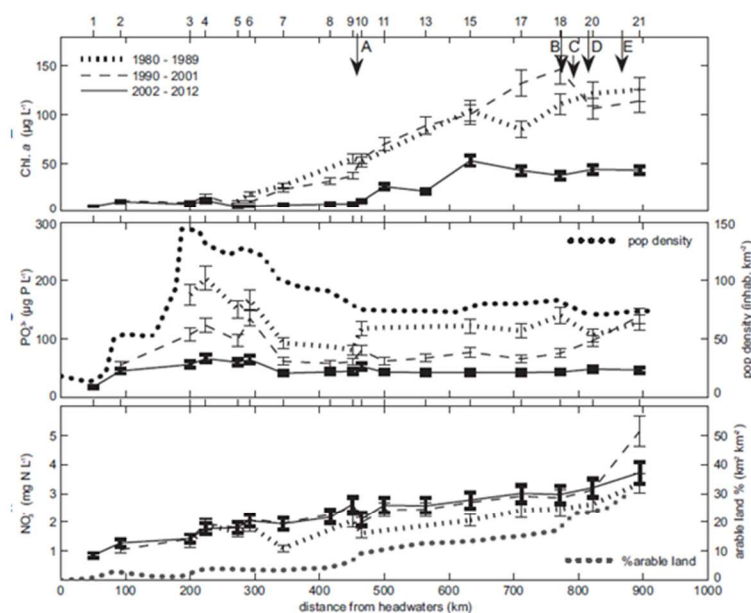


Fig. 9 Seasonal evolution from 1980 onwards at station 2 of the TOC composition (DOC, detrital and algal POC) and the TSS composition (allochthonous and autochthonous TSS). Panels on the right (2012–2013) were computed from the high-frequency datasets

Minaudo et al., 2016

Figure 4.18. Evolution de différents paramètres physico-chimiques sur la Loire : en Loire Moyenne (Floury et al, 2012 ; Minaudo et al, 2016), de la Loire depuis sa source à l'entrée à l'estuaire (Minaudo et al, 2015).

Rhin et Elbe

(Hardenbicker et al., 2014) ont montré des tendances contrastées concernant le phytoplancton dans le Rhin et l'Elbe, deux fleuves qui ont atteint cette dernière décennie des niveaux similaires en phosphore total (entre 0.12 et 0.22 mg/l) suite aux efforts de réduction des rejets ponctuels (Figure 4.19 et 4.20). Cependant, dans l'Elbe à Magdeburg, la moyenne des concentrations en chlorophylle a (mars à octobre) est 6 fois plus importante que celle du Rhin à Koblenz, ce qui confirme que d'autres facteurs climatiques, hydrologiques ou biologiques (ex. broutage) peuvent influencer l'eutrophisation. Même dans le cas d'une réduction drastique des entrées de phosphore, cela peut avoir une action limitée dans certains systèmes où le stockage du phosphore est important.

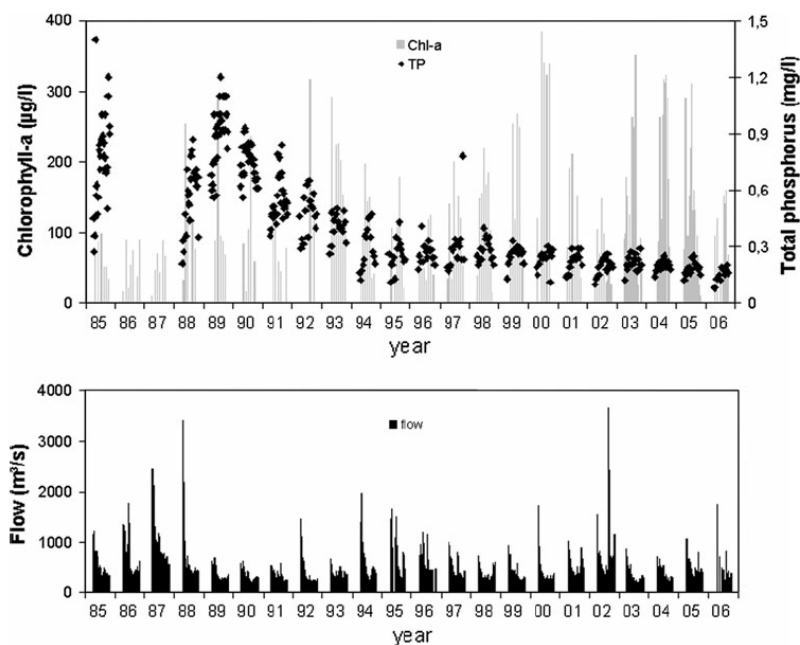


Figure 4.19. Evolution de la chlorophylle, du phosphore total et des débits dans l'Elbe (point kilométrique 845) entre 1985 et 2006 (Quiel et al., 2011).

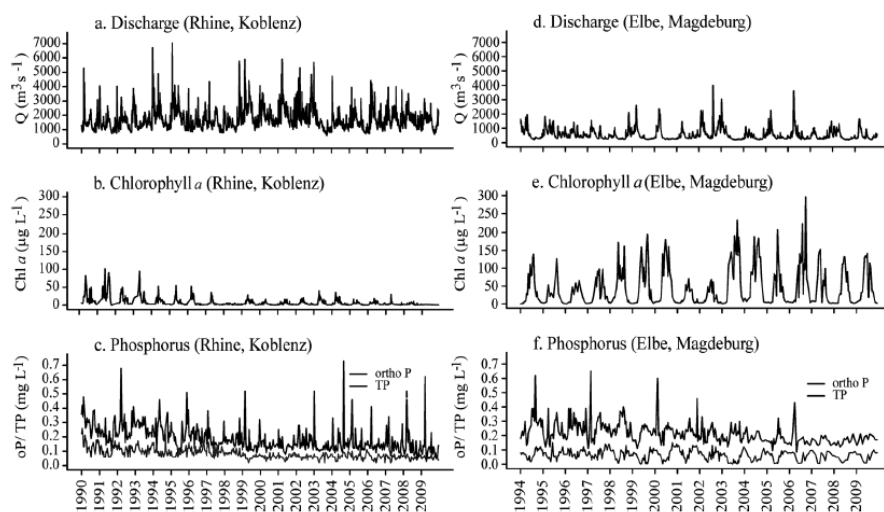


Figure 4.20. Evolution comparée des concentrations en chlorophylle, du phosphore et du débit du Rhin (Koblenz) et de l'Elbe (Magdeburg) (Hardenbicker et al., 2014).

En conclusion, les manifestations de l'eutrophisation sont différentes suivant les milieux. Pour des niveaux importants d'azote et phosphore, les rivières et fleuves les plus sensibles à l'eutrophisation sont ceux qui s'écoulent lentement en période estivale, dont l'eau est peu turbide et la température de l'eau et l'éclairement sont optimaux pour un développement végétal excessif.

4.1.3. Surveillance réglementaire et observatoires à long terme des milieux

Yves Souchon

Irstea

La mise en place de politiques de gestion adaptative dans le domaine de l'environnement 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 p. 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, si la recherche scientifique peut tirer parti de l'information produite par ce type de réseau de la sphère opérationnelle et devrait parfois plus participer à leur accompagnement et à des synthèses régulières, elle a aussi besoin de s'appuyer sur des observatoires où l'investigation est plus poussée, où des instrumentations de pointe sont testées et où le temps long est privilégié. Les observatoires des lacs, les zones ateliers, les observatoires des sciences de l'univers en France, les LTER (Long Term Ecological Research) aux USA répondent à ces ambitions. Nous décrivons dans ce chapitre les réseaux d'observation de la sphère opérationnelle et nous les « interrogeons » sur leur capacité à répondre à la question de l'eutrophisation. Nous donnons ensuite quelques éclairages sur des observations à long terme et sur de nouvelles formes naissantes de surveillance avec de nouvelles techniques ou de nouvelles implications de la société.

4.1.3.1. Les réseaux de surveillance répondent à une obligation légale

La mise en place des réseaux à visée opérationnelle a obéi à une prescription de la Directive Cadre européenne sur l'eau, transcrite dans l'article R.212-22 du code de l'environnement. Les suivis réalisés ont d'abord été définis dans l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif à la surveillance DCE, puis par l'arrêté modifié le 07 août 2015. Pour les eaux de surface, le programme de surveillance de l'état des eaux a été précisé dans une circulaire du 29 janvier 2013 relative à l'application de l'arrêté du 25 janvier 2010. La Commission Européenne a vérifié la bonne application des prescriptions pour la mise en place effective de ces réseaux et a produit des remarques pour les différents pays membres.

4.1.3.2. Principes comparés des réseaux de suivi en Europe et aux Etats-Unis

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 respectivement avec la Directive Cadre Européenne sur l'eau (DCE, 2000) et le Clean Water Act (CWA, 1972). 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 (ex. poissons, macroinvertébrés, macrophytes, algues) avec des paramètres chimiques pour rendre compte d'un état écologique des masses d'eau. Parallèlement, ce dispositif de surveillance est complété par une **analyse de risque** de non atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE) réalisée pour l'ensemble des masses d'eau à partir d'un examen des pressions connues et documentées pour chaque masse d'eau assorties de leurs effets potentiels sur l'état écologique.

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 résiduaires

urbaines, doivent toujours être respectées. La question des stress multiples (« multiple stressors » dans la littérature 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 (i.e. dernière décennie la plus chaude jamais enregistrée) modifient les relations entre les facteurs de forçage. Pour illustrer la nouvelle philosophie d'approche de la DCE, nous avons retenu deux schémas, l'un organisé selon une logique descendante, l'autre selon une logique circulaire :

- Le premier a été publié dans la sphère de réflexion de l'US EPA (fig. 4.21), qui a vraisemblablement inspiré la réflexion au moment de la mise place de la DCE. Il intègre les relations hiérarchiques pouvant exister entre les activités humaines, les pressions, les changements entraînés, et *in fine*, les réponses biologiques,
- l'autre qui reprend la formulation du schéma d'analyse de l'OCDE sous forme DPSIR (fig. 4.22) : causes, pressions, états, impacts, réponses adapté à la Directive Cadre Européenne.

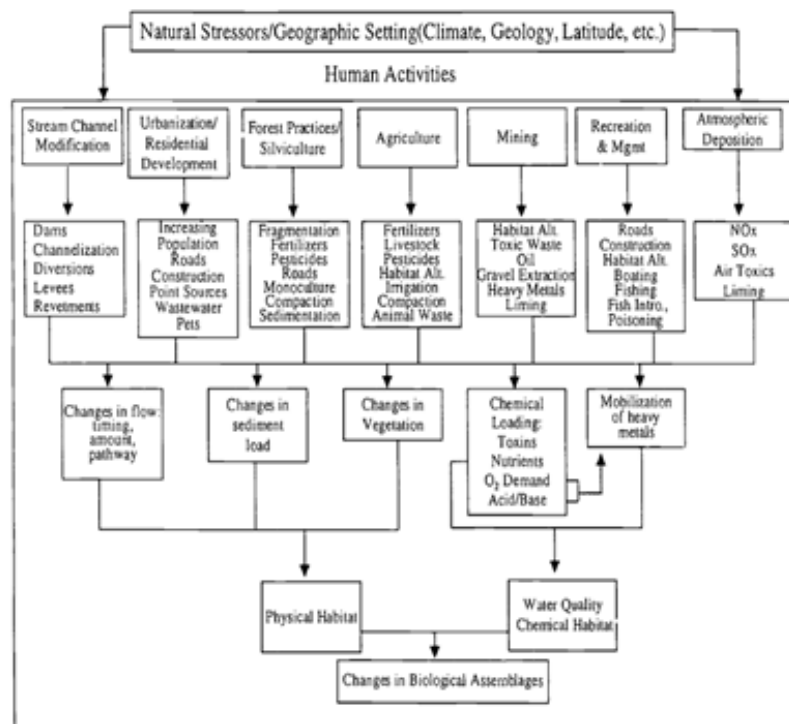


Figure 4.21. Démarche de risque depuis les activités humaines, en dehors et au sein des bassins, les chaînes de causalité, et les effets sur les habitats et les biotes. Source : Bryce et al. (1999).

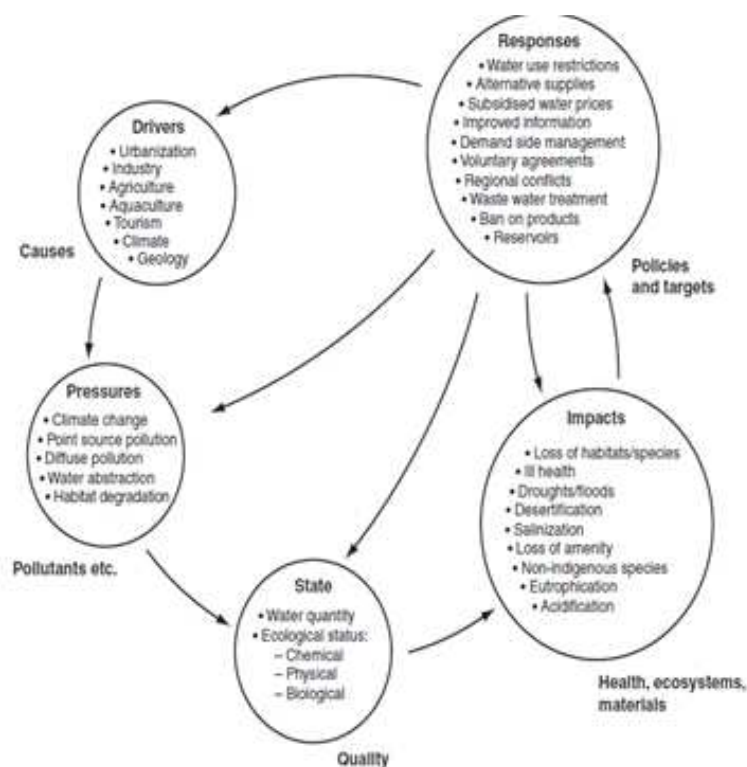


Figure 4.22. Schéma DPSIR avec les compartiments ad'hoc de la DCE. Source : Friberg (2014).

L'évolution générale vers une approche plus holistique des réseaux actuels de surveillance complique le décryptage fin de la part de dégradation attribuable à l'excès de nutriments. En effet, les manifestations d'eutrophisation peuvent se révéler à distance des masses d'eau émettrices. Par exemple, on peut rappeler le rôle des têtes de bassins versants agricoles qui transfèrent les nutriments plus en aval dans des retenues, des lacs, des zones aval des cours d'eau, des espaces de transition et des espaces côtiers (voir chapitre transferts le long du continuum).

Si la DCE a eu des effets bénéfiques pour la mise en commun de grands jeux de données régionales et nationales et leur analyse, elle n'a pas totalement surmonté les difficultés inhérentes à l'hétérogénéité de couverture spatiale et à la précision des données de contexte des points ou des stations de mesures. Il en résulte que les causes d'un processus comme l'eutrophisation sont majoritairement évaluées avec des données assez générales, appelées « proxies », comme par exemple l'utilisation des sols des bassins versants (land use) ou une valeur seuil unique de concentration en nutriments fixée *a priori*.

Enfin, l'analyse bibliographique comparative entre l'Europe et les Etats-Unis a montré que les deux systèmes mis en place ont bien la même philosophie qui consiste à rechercher à caractériser au mieux l'état de santé ou l'état écologique général des milieux. Par contre, il est apparu que les logiques opératoires diffèrent :

- En Europe, les données des nouveaux réseaux de la Directive Cadre Européenne sont utilisées pour établir l'état écologique des masses d'eau dans les pays membres tous les 6 ans ; elles sont aussi rapportées à l'Union Européenne, où elles font l'objet de contrôles, assortis d'éventuelles sanctions.
- Aux Etats-Unis, chaque état gère son réseau de surveillance dont les données servent au contrôle de conformité avec le Clean Water Act. En complément, les instituts fédéraux comme l'US Environmental Protection Agency (EPA)⁵ et l'US Geological Survey (USGS) ont chacun en

⁵ <https://www.epa.gov/national-aquatic-resource-surveys>

charge une évaluation cyclique de l'état de santé des milieux aquatiques, à pas de temps décadaire, **sans visée réglementaire**. La pollution en nutriments ayant été identifiée comme une des causes majeures de dégradation des eaux dès les années 70, avec des cas emblématiques comme les Grands Lacs Laurentiens, la Chesapeake Bay ou le Golfe de Mexico en aval du bassin du Mississippi (anoxies, mortalités de poissons, blooms d'algues toxiques), l'USGS a déployé une stratégie adaptée pour comprendre et modéliser la chaîne causale impliquée dans le processus d'eutrophisation (sources, transfert terrestre, transfert fluvial) du processus. Des bassins cibles ont été sélectionnés (51 au total), dans lesquels un échantillonnage densifié des nutriments a été conduit. Il visait à affiner les bilans de sources de nutriments, à mieux identifier les zones productrices 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, Ator et al., 2016 ; Schwarz et al., 2006) largement déployés sur le territoire des Etats-Unis. Un autre modèle développé par l'US Department of Agriculture (USDA) SWAT (Soil and Water Assessment Tool, Arnold et al., 2012), qui a été récemment actualisé et enrichi, est aussi déployé dans certains bassins à agriculture intensive dominante. 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 holistiques sont proposés par la littérature aux USA (fig. 4.23), 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). D'autres auteurs en Nouvelle Zélande utilisent les connaissances des transferts de nutriments à partir des différents types de culture agronomiques et d'occupation des sols, et des contrôles des ordres de grandeur des concentrations par les données de réseaux pour construire des réseaux probabilistes bayésiens qui tiennent compte de la chimie, de la morphologie (habitat), de l'ombrage et de la pente en les reliant à un indice de qualité (fig. 4.24).

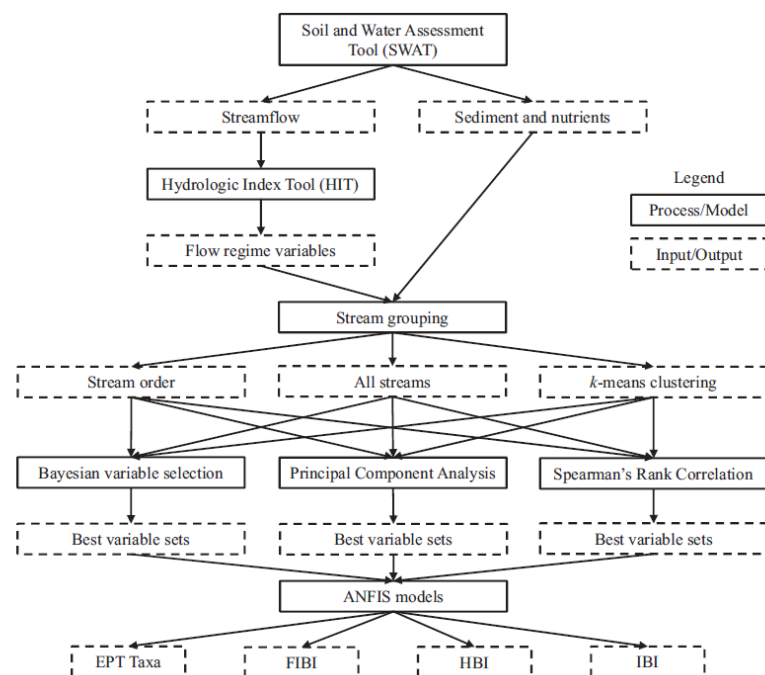


Figure 4.23. Couplage entre un modèle de transfert SWAT de l'USDA qui calcule des flux et des concentrations de nutriments et de sédiments fins, ces variables devenant alors les données d'entrée des modèles de réponses biologiques (différents indices poissons ou macro-invertébrés). Source : Woznicki et al. (2016).

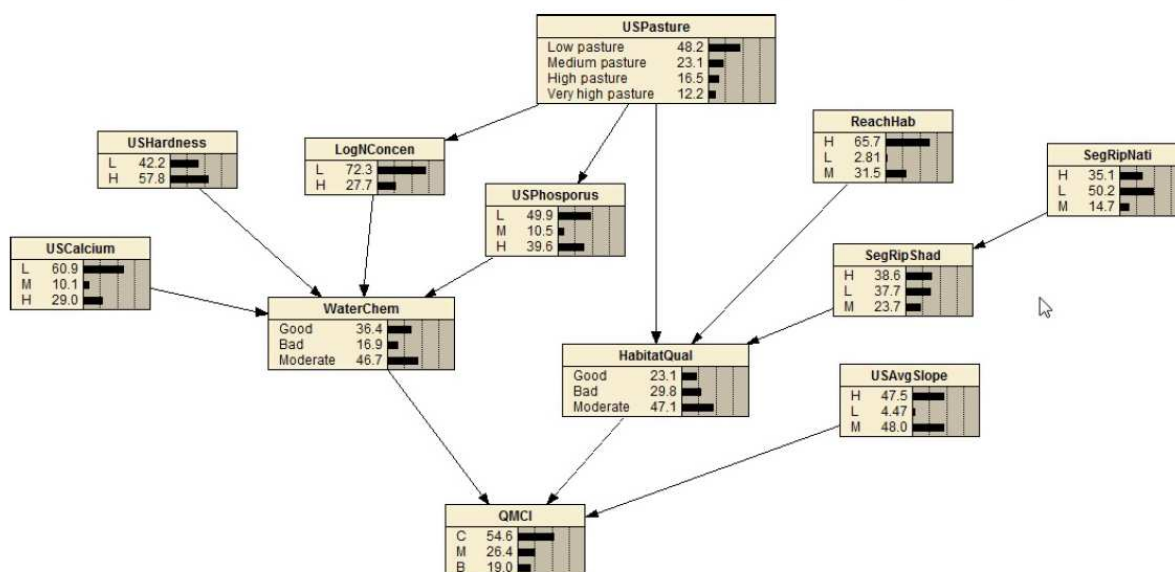


Figure 4.24. Réseau bayésien reliant les propriétés physiographiques, l'habitat, la ripisylve et les nutriments à l'indice QMCI de qualité macro-invertébrés utilisé en Nouvelle Zélande. Source : Death et al. (2015).

On retiendra 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. Ces exemples simplement évoqués sont placés à cet endroit dans ce chapitre pour bien appuyer cet argument fort sur le bénéfice qu'il y a à attendre d'une complémentarité entre données des réseaux de surveillance et modélisation (pour une discussion plus approfondie sur la modélisation voir chapitre dédié).

Il faut également souligner la stratégie efficace de conduite des cycles d'inventaire de l'état des milieux aux USA, qui comprennent un échantillonnage statistique stratifié et des méthodes d'investigation standardisées. Ces résultats font l'objet d'une analyse approfondie et ils sont publiés sous forme de rapports de synthèse fédéraux, produits en général 4 ans après les campagnes de mesures, accompagnées de la mise à disposition intégrale des données. Ces résultats font aussi l'objet de publications scientifiques. Un colloque spécifique dédié à la surveillance est généralement organisé tous les 2 ans et réunit jusqu'à 700 professionnels, ce qui participe au partage et à l'amélioration d'un corpus scientifique, technique et méthodologique commun.

En comparaison, sous l'impulsion de la DCE, l'Europe a dans un temps somme toute court harmonisé ou fait converger les pratiques de surveillance (réseaux et méthodes) en vigueur dans chaque Etat membre et dans chaque région de ces Etats, en fonction des configurations politiques. Elle a proposé une première vision d'ensemble de la situation des masses d'eau (EEA, 2012). En revanche, l'utilisation double de la donnée, à la fois comme connaissance et comme contrôle, rend difficile l'analyse de la très abondante littérature grise produite à cet effet. Dans ces conditions, on ne peut pas totalement ignorer la part de posture politique des différents pays dans les positions techniques défendues, les référentiels choisis, les jeux de données communiqués, la prise en compte plus ou moins adroite des contextes géographiques... Cet état de fait est de nature à compliquer l'exploitation scientifique des données.

4.1.3.3. Principales caractéristiques des réseaux mis en place en France

Les principales caractéristiques du réseau de contrôle de surveillance (RCS) sont rappelées dans le Tableau 4.1 pour les cours d'eau en France métropolitaine, qui sont quantitativement les plus suivis

(1566), viennent ensuite les plans d'eau (197), les eaux côtières (72) et les eaux de transition (46) (chiffres Onema Rapportage 2010).

Pour l'Outre-mer, les chiffres respectifs sont 107 CE, 2 PE, 37 EC, et 16 ET, portant à 2043 stations le nombre total de stations suivies.

Tableau 4.1. Différents réseaux de surveillance en France. Principales caractéristiques. (ME pour masses d'eau). Source : Onema Rapportage 2010.

Intitulé	N sites (% ME)	Fréquence	Objectif	Commentaire
	<i>Cours d'eau</i> 9799 ME <i>métropole</i>			
Réseau de référence pérenne (2012-	350	annuelle bio min 4 /an PC gen	Suivi des évolutions générales des ME à faible pression	Institutionnalisation ? Continuité temporelle Animation Synthèse ?
Réseau de Contrôle de Surveillance (RCS) (2007-	1 566 a priori stable 16 % des ME	annuelle bio min 4 /an PC gen	Evaluation états des Eaux (échelle France / district)	Cadrage national Arrêté du 25 janvier 2010 modifié par arrêté du 07 août 2015
Réseau de Contrôle Opérationnel (RCO) (2009-	4 265 peut évoluer (ME suivie par RCS et RCO possible) Total RCS + RCO 39 % des ME	variable et sur éléments de qualité sensibles aux pressions	évaluation du retour au bon état	idem

Pour faire écho à la logique d'application de la DCE rappelée en début de chapitre qui base son évaluation à la fois sur les données des réseaux et sur une évaluation du risque à partir de l'examen des pressions, on comprend mieux ici cette nécessité car les masses d'eau cours d'eau qui font l'objet de surveillance effective ne représentent que 39 % du total (3783/9799) en métropole et seulement 9 % en outre-mer (97/1025) (Tableau 4.2). Il faut donc trouver un moyen de leur affecter un état soit par analogie avec des masses d'eau proches, soit par modélisation, avec une pondération par les pressions connues mobilisées par l'analyse de risque.

Tableau 4.2. Masses d'eau de surface. Proportions de masse d'eau faisant l'objet de suivis par rapport au total de masses d'eau dans chaque catégorie. Source : Eau France, 2013.

Les masses d'eau de surface				
Source : Rapportage mars/octobre 2010 (Onema) – Partenaires du SIE				
		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%
Plans 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%

Les mesures effectuées sur les stations de surveillance contribuent à évaluer l'état des masses d'eau de surface sur lesquelles elles se situent. Cependant, les mesures de certaines stations sont extrapolées à d'autres masses d'eau, dont les profils sont semblables. Ainsi, 38% des 11 523 masses d'eau sont suivies directement. Cette proportion est toutefois différente en fonction des différentes catégories d'eau : 36% pour les cours d'eau (réflétant la moyenne nationale car ce sont les stations les plus nombreuses), mais 71% pour les plans d'eau, 90% pour les eaux de transition et 77% pour les eaux côtières, eu égard à leur nombre moins important.

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. La carte des stations du Réseau de Contrôle de Surveillance et du Réseau de Contrôle Opérationnel complète cette information (fig. 4.25).



Figure 4.25. Cartographie des stations des réseaux de surveillance en France. Source : EauFrance, 2013.

Le RCS a été constitué à partir d'une ossature préexistante, celle du réseau national de bassin dont la logique était de suivre les nœuds de pollutions aux exutoires des affluents principaux. Même après ajout de stations plus amont dans les réseaux, il subsiste toujours une sous-représentation des petits bassins versants (fig. 4.26)

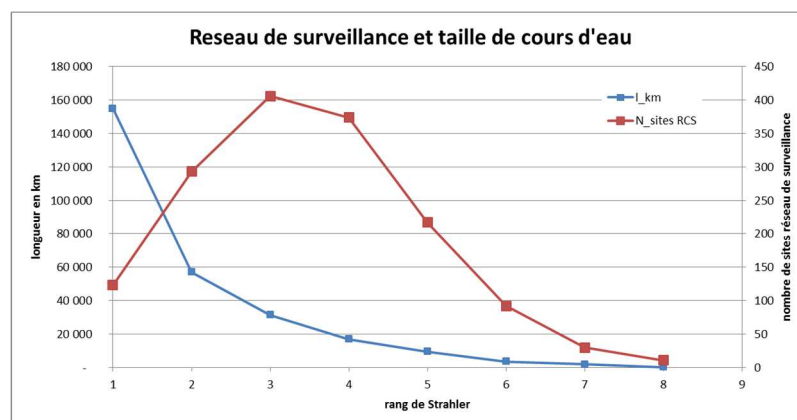


Figure 4.26. Nombre de stations du réseau de contrôle de surveillance (RCS en rouge) en fonction des rangs de Strahler (taille des cours d'eau), comparés aux linéaires respectifs de cours d'eau (bleu). Noter que les échelles ne sont pas bâties sur les mêmes unités. Source : données du réseau national traitées par Irstea Lyon, Maly-Lhq, 2016.

A partir de chiffres non présentés ici, on sait aussi que pour les seules données nutriment, seulement 600 stations disposent de 300 mesures sur une période de 15 ans, ce qui est peu pour une bonne couverture spatiale et temporelle du processus d'eutrophisation dans la partie continentale.

A propos de couverture spatiale, la densité de stations de contrôle de surveillance correspond, pour les eaux de surface, à environ 1 station de contrôle de surveillance pour 5,6 masses d'eau (5,5 en métropole et 6,7 dans les DOM). Cela correspond pour la France à environ 1 station pour 339 km² (315 km² en métropole et 616 km² dans les DOM) de territoire (territoire terrestre et littoral).

La couverture du territoire par le réseau de contrôle de surveillance est en moyenne la suivante :

- 1 station de suivi pour 259 km de ME cours d'eau,
- 1 station de suivi pour 10 km² de ME plan d'eau,
- 1 station de suivi pour 245 km² de ME côtières,
- 1 station de suivi pour 44 km² de ME de transition.

La combinaison de ces deux types de contrôles permet d'assurer une meilleure couverture du territoire. En effet, en considérant le réseau de contrôle de surveillance ainsi que les contrôles opérationnels, la couverture moyenne du territoire au niveau national est la suivante :

- ⇒ 1 station pour 98 km de cours d'eau (métropole 98 km et DOM 74,5 km) ;
- ⇒ 1 station pour 6,2 km² de ME plan d'eau (soit 1 pour 5,1 km² de plan d'eau en métropole et 1 pour 175 km² dans les DOM) ;
- ⇒ 1 station pour 206,6 km² de ME côtières au niveau national (soit respectivement 1 pour 222,8 km² et 166 km² pour la métropole et les DOM) ;
- ⇒ 1 station pour 29,3 km² de ME de transition au niveau national (soit respectivement 1 pour 27,2 km² et 40 km² pour la métropole et les DOM).

Au total, pour les eaux de surface, en considérant les stations du réseau de contrôle de surveillance et les stations de contrôles opérationnels, environ 1 masse d'eau sur 2,3 bénéficiera au cours du plan de gestion de données de suivi milieu (y.c. partielles sur les stations de contrôle opérationnel et plus complets sur celles en RCS). Cela correspond pour la France à environ 1 station pour 140 km² de territoire (terrestre et littoral).

4.1.3.4. Le coût des réseaux

La surveillance DCE représente un investissement au niveau national (métropole et DOM) de l'ordre de 30,5 millions d'euros HT de moyenne par an. L'évaluation de l'état écologique (hors substances de l'état écologique) représente 50 % des coûts globaux. Les coûts liés au suivi des substances en représentent 40 %. En regard de ce chiffre, le coût des programmes de mesures prévus pour 2010-2015 pour atteindre les objectifs de bon état des masses d'eau et mettre en œuvre les dispositions des SDAGE est évalué à 27 milliards d'euros TTC. Rapportée à ce coût, la surveillance représente 0,68 %. La surveillance des eaux de surface représente près de 80% du coût total dont 60 % pour les cours d'eau qui représentent à eux seuls près de 90 % du nombre total de masses d'eau (fig. 27). En terme de suivi unitaire (par masse d'eau), le suivi des eaux côtières et de transition est le plus important, viennent ensuite les eaux souterraines, les plans d'eau et pour finir les cours d'eau. Ces coûts sont directement liés à l'étendue des masses d'eau et aux moyens techniques nécessaires pour réaliser les prélèvements (moyens nautiques par exemple).

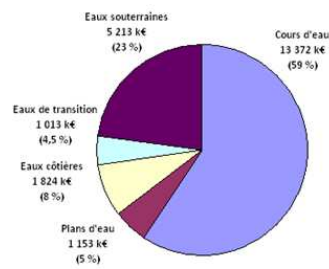


Figure 11 : Répartition des coûts du RCS par catégorie d'eau (moyenne annuelle)

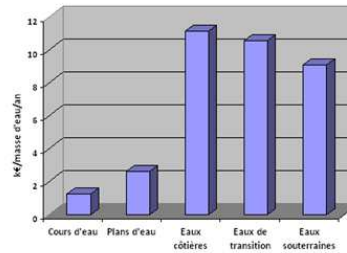


Figure 12 : Coût du RCS par catégorie d'eau, par masse d'eau et par an (k€/an)

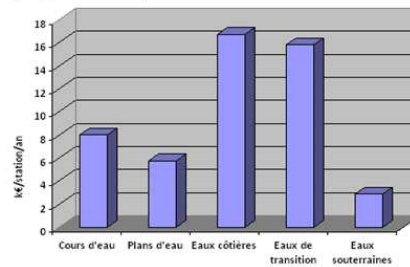


Figure 13 : Coût du RCS par catégorie d'eau, par station et par an (k€/an)





Figure 4.27. Détails des coûts de surveillance en fonctions des milieux, des masses d'eau et des stations. Source Eau France, 2013.

4.1.3.5. Qui réalise la surveillance ?

Le dispositif repose sur la contribution de très nombreux opérateurs (fig. 4.28). Des efforts de bancarisation se poursuivent depuis sa mise en place, mais il faut rester vigilant quant à la validation des données, notamment lorsque les opérateurs sont multiples, ce qui complique le processus d'agrégation et de mise à jour.

Les principaux producteurs de données sur la surveillance de l'eau et des milieux aquatiques

Source : SNDE¹⁸

	Physico-chimie / Chimie 	Hydrobiologie (faune et flore) 	Hydromorphologie 	Quantité 
Cours d'eau	Agences de l'eau, Offices de l'eau	Agences de l'eau, DREAL/DRIEE, Onema ¹⁸	Agences de l'eau, Onema	DREAL/DRIEE, SN, Schapi ¹⁹ , DDT(M), Météo-France (SPC ²⁰)
Plans d'eau	Agences de l'eau, Offices de l'eau	Agences de l'eau, DREAL/DRIEE, Onema	Agences de l'eau, Onema	
Eaux côtières	Agences de l'eau, Ifremer ²¹ , DDT(M) ²² (SPEL ²³)	Agences de l'eau, Ifremer, DDT(M) (SPEL)	Agences de l'eau	
Eaux de transition	Agences de l'eau, Ifremer, DDT(M) (SPEL)	Agences de l'eau, Ifremer, DDT(M) (SPEL),	DDT(M) (SPEL)	
Eaux souterraines	Agences de l'eau, Offices de l'eau (et collectivités)			BRGM ²⁴ , DREAL/DRIEE (et collectivités)

Nota bene : (1) Les producteurs de données cités peuvent agir aussi bien en régie qu'en sous-traitance - (2) Pour les contrôles opérationnels, la maîtrise d'ouvrage peut être plus large, associant par exemple les collectivités - (3) L'élaboration de méthodologies au niveau national impose souvent aux organismes de recherche chargés d'élaborer ces méthodes de collecter ponctuellement des données : ils ne sont pas pour autant des producteurs de données - (4) Les cellules grisées indiquent que les types de suivi signalés ne sont pas mis en œuvre dans certaines catégories d'eau (par exemple, il n'existe pas actuellement de suivi quantitatif des plans d'eau).

Figure 4.28. Différents opérateurs de la surveillance des milieux aquatiques en France. Source Eau France, 2013.

4.1.3.6. Observatoires, réseaux dédiés, suivis de long terme

4.1.3.6.1. Quelques dispositifs remarquables dans le monde

Il n'est pas possible ici de détailler par le menu les différents réseaux existant au niveau international ni 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. La figure 4.29 met en avant les réseaux de suivi en place aux Etats-Unis, dans les régions sujettes depuis longtemps aux manifestations souvent aigües de l'eutrophisation ; il y est également fait mention de la Grand Bretagne et des réseaux des milieux marins comme Ospar (convention Oslo-Paris, pour la protection du milieu marin de l'Atlantique du Nord-Est) ; les auteurs de ce panorama émettent par ailleurs des remarques (colonne de droite) sur les conditions de succès sur le long terme de ces réseaux.

TABLE 2. Examples of Eutrophication Research, Monitoring, and Evaluation Activities		
Activity	Example	Key Conditions Impacting Effectiveness
Monitoring	Organizations such as the Chesapeake Bay Program (Chesapeake Bay, U.S.), LUMCON (Gulf of Mexico, U.S.), and Environment Waikato (Lake Taupo, NZ) coordinate ongoing water quality monitoring efforts for their respective jurisdictions. The Black Sea Global Ocean Observing System (GOOS), currently under development, will provide a data portal to improve public access to high-quality information and time series data.	<ul style="list-style-type: none"> • Sufficient funding for routine monitoring • Sufficient expertise to undertake monitoring, evaluate the data, and modify management practices or policies (where necessary) • Effective means of collecting, coordinating, and disseminating monitoring data in a way that is useful to researchers and policymakers
Assessment of water bodies (based on monitoring data)	The Clean Water Act in the United States requires biannual assessment of water bodies to determine if they are impaired for their designated use (e.g., fishing, swimming, drinking) and, if so, identify the sources of impairment. The OSPAR Commission (North-East Atlantic, Europe) adopted the Common Procedure for Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area. The procedure is used by all signatory countries to assess their national waters and identify areas that are eutrophic or at risk of eutrophication.	<ul style="list-style-type: none"> • Sufficient monitoring data to make informed assessments • Sufficient funding and expertise • Institutions and expertise to undertake these assessments • Expertise to evaluate the data and establish processes to adapt management practices or policies if necessary
Watershed modeling	The Chesapeake Bay Watershed Model in the United States is used to estimate nutrient and sediment delivery to the Chesapeake Bay and run predictive scenarios of nutrient loads based on watershed management strategies.	<ul style="list-style-type: none"> • Sufficient funding and expertise to develop, calibrate, and run a model • Availability of monitoring data to set model parameters and calibrate models
Evaluation and management frameworks	The United Kingdom is piloting Eutrophication Control Action Plans (ECAPs) as a broad framework for addressing eutrophication. The framework calls for (a) identifying the problem; (b) assessing nutrient sources; (c) assessing management options; (d) determining best approaches; and (e) implementing agreed-upon actions.	<ul style="list-style-type: none"> • Existence of an organization with the expertise to undertake research and develop tools • Sufficient resources (technological, financial) to develop tools and frameworks
Nutrient reduction research and development	Several efforts are under way to develop crops with increased nutrient efficiencies that will reduce fertilizer needs.	<ul style="list-style-type: none"> • Sufficient funding • Adequate means to distribute findings and bring technologies to market
Sources: Black Sea Global Ocean Observing System 2009; Chesapeake Bay Program 2009a; Defra 2007; OSPAR Commission 2009.		

Figure 4.29. Exemples dans le monde de réseaux d'observation qui traitent du processus d'eutrophisation. Source : Selman et Greenhalgh (2009).

4.1.3.6.2. Observatoire mondial sur les lacs

Concernant plus spécifiquement les lacs, nous signalons le réseau mondial 1000 lacs GLOBOLAKES (fig. 4.30).

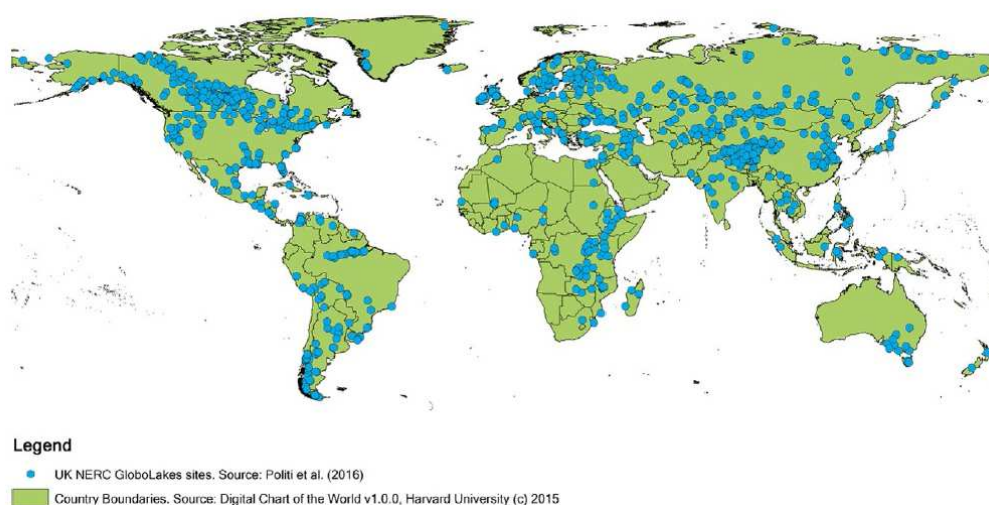


Figure 4.30. Globolakes mobilisant les données satellites MERIS entre 2002 et 2012. Les données utilisent 15 bandes spectrales à raison d'une révolution terrestre tous les 3 jours. Les indicateurs mesurés sont la température et la turbidité et des indicateurs biotiques comme la chlorophylle *a*. Source : Politi et al. (2016).

Bernard Montuelle, Isabelle Domaizon et Jean Marcel Dorioz

INRA, UMR CARRTEL

L'Observatoire des Lacs alpins (OLA), désormais labellisé SOERE, s'est mis en place et structuré progressivement à partir de questions initiales relatives au développement de l'eutrophisation (années 1960-1980), ses causes, ses effets sur les usages, puis aux évolutions du système lacustre sous l'influence des mesures prises pour restaurer la qualité des eaux et des milieux (« réoligotrophisation »). L'eutrophisation et la réoligotrophisation étant des réponses écosystémiques à des variations de forçages trophiques (phosphore), le choix des variables, des métriques et des pas de temps pris en compte dans l'Observatoire, vise plus à caractériser le fonctionnement et la dynamique de l'écosystème qu'à paramétrer ses aptitudes vis-à-vis d'usages ou de normes. Cet objectif reste central dans le monitoring du SOERE : il s'agit de produire un fond de connaissances sur les processus écologiques, intégrant les processus à cinétiques lentes, pour interpréter les dynamiques en cours sous la pression de forçages émergents, notamment le changement climatique et la multi-contamination à bas bruit par des micropolluants. Ces forçages sont susceptibles de modifier ou d'être modifié par l'état trophique.

Les séries de données produites par l'Observatoire et SOERE sont « longues » (plusieurs décennies) donc largement supérieures au temps de résidence des eaux. Elles décrivent la trajectoire écologique de 3 grands lacs profonds (Annecy, Bourget Léman), proches en terme d'environnement (même écorégion et type de développement économique) mais soumis à une application différente des mesures de lutte contre l'eutrophisation. Après avoir brièvement analysé le contexte historique qui explique l'existence, l'ancienneté et la structure de l'Observatoire, nous décrivons le système d'observation actuel et la base de données disponible.

Contexte scientifique et opérationnel

Phase d'eutrophisation

Jusqu'au début du 20^{ème} siècle, comme le montre les données de paléolimnologie-paléoécologie (Jenny et al., 2016), les grands lacs périalpins ont supporté, sans dommage écologique global majeur, le développement d'activités humaines sur leurs rives et dans leur bassin versant. Au début des années 1900, des contaminations microbiennes fécales des eaux sont signalées au voisinage des grandes villes riveraines, très probablement en lien avec les rejets de leurs égouts (Novel, 1949). Mais le problème posé est localisé et s'avèrera aisément réversible avec les efforts d'épuration entrepris dans les années 70 (Rapin et al 1995). En fait, tout se complique à partir des années 1950-1960. Les 3 grands lacs, extériorisent alors des symptômes caractéristiques d'une dynamique qualifiée de « pathologie » de l'écosystème (Carpenter and Cottingham, 1997), très préjudiciable à ses usages : l'eutrophisation.

L'eutrophisation n'est bien entendu pas spécifique aux lacs alpins. On sait, depuis le célèbre rapport de Vollenweider (1968) (Vollenweider, 1968) que c'est un « phénomène universel » dû à des apports excédentaires de phosphore et affectant, dans les régions à fort développement économique et/ou démographique, toutes les eaux de surface plus ou moins stagnantes (aquarium, réservoirs, lacs petits et grands, grands fleuves). Les travaux de Vollenweider (1968), puis de Schindler (Schindler, 1971) sont des références ayant eu un poids particulier dans le diagnostic et les débats relatifs aux causes de l'eutrophisation des lacs alpins, en l'occurrence pour montrer l'origine de l'évolution observée, anthropique plutôt que naturelle, pilotée par le phosphore et non pas par l'azote ou carbone (Barroin, 1995; Meybeck, 1978).

L'eutrophisation des eaux douces résulte en d'une sur-production végétale, notamment de phytoplancton (prolifération ou bloom) qui, mal consommée et mal recyclée, « engorge » l'écosystème, produit des accumulations putrescentes (lors de leur biodégradation), des baisses de la transparence estivale, voire une production de cyanotoxines si le bloom est constitué de Cyanobactéries). Le Léman et le Bourget connaissent ces symptômes dans les années 60-80. Le changement dans la transparence du Léman, mesuré dans les années 60 est mis en relation avec des changements quantitatifs et qualitatifs du phytoplancton par les premiers suivis de la CIPEL (1962 -1971). L'existence, dans ce contexte général de baisse de la transparence, de deux minimas estivaux encadrant une « phase des eaux claires » est interprétée comme l'indicateur d'une dynamique de dégradation de l'état trophique. Pour Annecy le diagnostic est posé à partir de modifications du phytoplancton, dès le début des années 50 (Balvay and Druard, 2009). L'étude des archives sédimentaires montre que des changements biogéochimiques anticipent d'une trentaine d'années la réponse visible de ces écosystèmes au changement trophique en cours (Giguët-Covex et al., 2010; Jenny et al., 2016).

D'autres symptômes de l'eutrophisation représentent des atteintes aux usages professionnels et récréatifs du Lac (aux « services écosystémiques »): modifications des populations piscicoles (raréfaction du réputé Omble ou du Corégone), difficultés de pêche au filet, colmatage des frayères, difficultés de pompage et de traitement des eaux destinées aux réseaux d'eau potable, qualité médiocre des eaux de baignade, odeurs désagréables sur le littoral...Les dynamiques et les processus écologiques qui sous-tendent ces dégradations et modifient l'écologie des communautés (phytoplancton, poissons...), ont été à l'origine de nombreuses recherches menées à l'INRA de Thonon (Anneville, 2001; Balvay, 1972; Feuillade, 1985; Gerdeaux and Perga, 2006; Rapin and Gerdeaux, 2013) ainsi qu'au CRG (Paris 6) de Thonon (Hubert et al., 1970; Meybeck, 1972).

L'eutrophisation s'accompagne par ailleurs d'une tendance croissante à la désoxygénation des couches d'eau profondes, confirmée dès les premières investigations pluriannuelles franco-Suisse sur l'état du Léman (début années 60 voir, (Rapin et al., 1995). Les eaux des zones profondes non seulement deviennent périodiquement létales pour les populations animales mais peuvent aussi se charger en phosphates libérés par la réduction des composés ferriques des sédiments. Cette dynamique benthique phosphore-oxygène, susceptible de créer des « zones mortes » et une « charge interne » auto-entretenant l'eutrophisation, est un indicateur d'état important pour la gestion et l'état des lacs alpins (Barroin, 1986).

L'eutrophisation est très liée aux dynamiques de développement économique et urbain qui se traduisent très généralement par un accroissement des transferts de P à partir du bassin versant (« charge externe ») et donc des concentrations, dans le plan d'eau, au-delà d'un seuil de charge admissible. Le rôle primordial des rejets urbains dans le déclenchement et la généralisation de l'eutrophisation dans toute l'Europe, entre 1900 et 1950, est bien mis en évidence par des travaux récents incluant les données alpines (Jenny et al 2016). Le cas du Lac d'Aiguebelette, relativement petit lac profond voisin du Bourget, mériterait d'être approfondi : resté longtemps à l'écart de l'urbanisation et dans un contexte rural traditionnel, sans effort particulièrement précoce de traitement des eaux usées, il échappe à l'eutrophisation.

Trajectoires écologiques et sociétales de restauration (réoligotrophisation)

Le couplage entre dynamiques écologiques lacustres, dynamiques scientifiques et sociétales est aussi à l'œuvre dans les opérations de lutte contre l'eutrophisation (ré-oligotrophisation). Le cas des lacs Alpins est exemplaire de cette interdépendance.

En réponse aux alertes lancées dès les années 50-60 par des scientifiques et des pêcheurs, amplifiées par la prise de conscience environnementaliste des citoyens et les ONG (quelques années plus tard), les pouvoirs publics (locaux et nationaux) mettent en place les conditions administratives pour réaliser (1) un diagnostic sur les causes et les effets notamment via un monitoring du lac, puis (2) des actions de restauration en découlant (Balvay and Druard, 2009; Rapin et al., 1995).

L'objectif construit, négocié puis vulgarisé, est la maîtrise de la charge externe en phosphore avec des actions prioritairement ciblées sur les rejets d'eaux usées (pollutions ponctuelles). Les mesures prises sont plus ou moins drastiques, plus ou moins précoces selon les lacs, avec des délais de réalisation différents en fonction de la complexité de la situation (géographie des bassins versants, institutions, lobbys), mais aussi des inerties liées aux scepticismes, parfois suscités, sur les causes et les responsabilités (voire sur les effets !), puis à la faisabilité des solutions techniques et, bien sûr, aux difficultés de montage budgétaire. Le lac de Nantua, un petit lac alpin profond à temps de séjour court, eutrophisé par les rejets d'une ville située à l'amont, constitue un modèle quasi expérimental, pour le diagnostic puis le suivi de la trajectoire de restauration (Feuillade, 1985; Feuillade, 1994). Pour le lac d'**Annecy**, dans un contexte très favorable au plan géographique (unique ville située à l'aval du lac) et au plan politique local, la menace est précocement prise au sérieux (interactions entre scientifiques et responsables politiques locaux); une structure intercommunale est créée dès 1957 afin de sauver le lac de l'eutrophisation (devenu aujourd'hui le SILA, Syndicat Intercommunal du Lac d'Annecy). Un réseau de collecte des eaux usées ceinturant le lac (actuellement 400km de réseau) et une station d'épuration sont créés (1963, améliorée depuis), les effluents traités étant rejetés à l'aval du lac, dans le Fier. Ces mesures de limitation de la charge externe, à la fois précoces (elles relèvent alors quasiment du principe de précaution, le lac étant à peine visiblement perturbé !) et drastiques permettent d'éviter l'eutrophisation du lac d'Annecy. Cinquante ans après, le lac est quasiment ultra-oligotrophe, très recherché, mais aussi parfois considéré par certains pêcheurs comme désormais « trop pur ». La même situation se retrouve en Suisse pour divers lacs de mêmes envergures (Spaak and Volanthen, 2012).

La mise en place d'une gestion sur le lac du **Bourget** est plus tardive, malgré une menace d'eutrophisation avérée dès les années 1960 et des blooms de cyanobactéries fréquents depuis les années 80 (Jacquet et al., 2005; Vinçon-Leite et al., 2002). Un principe de restauration similaire à celui du lac d'Annecy est retenu mais avec la complexité de devoir collecter les eaux usées épurées sortant des stations d'épuration à l'amont du lac (Chambéry, Bourget-du-Lac et Aix-les-Bains) pour les rejeter hors du bassin versant du lac, dans le Rhône. Un tunnel est creusé à cet effet ; les travaux durent 5 ans et la mise en service effectuée en 1980. Trente-cinq ans après, le lac du Bourget a retrouvé un caractère oligo-mésotrophe, avec une quasi-disparition des blooms de cyanophycées (Jacquet et al., 2016).

Le **Léman** est un cas particulier : par sa taille, sa profondeur ses liens avec le Rhône... et surtout par son statut de lac transfrontalier, nécessitant de ce fait une gestion bi-nationale. Celle-ci se concrétise par l'existence d'une Commission Internationale pour la protection des Eaux du Léman (CIPEL) créé formellement en 1963, sur la base d'un groupe de travail informel réunissant depuis 1957 des scientifiques des 2 rives. Après avoir établi, comme sur les autres grands lacs péris alpins, la réalité du risque d'eutrophisation puis le diagnostic de la responsabilité de l'excès de phosphore dans l'eutrophisation, la CIPEL montre) que l'essentiel de ce phosphore provient des affluents et des eaux usées du bassin versant qui y sont rejetées (CIPEL 1985). Il serait intéressant de comprendre rétrospectivement comment les diagnostics établis plus ou moins en parallèle sur les 3 lacs et sur d'autres voisins lacs équivalents, ont conforté les décisions de gestion. Le diagnostic sur le Léman, réalisé dans un contexte franco-suisse, avec un appui scientifique fort, a probablement eu un rôle particulier.

La démonstration de la CIPEL sur les **causes de l'eutrophisation** repose sur des bilans de masse de phosphore au niveau du lac et de ses principaux affluents (CIPEL 1985). Les nitrates dont la concentration dans les eaux du Léman et de ses grands affluents sont basses, sont « innocents ». Les sources non urbaines de phosphore sont évaluées comme moins prioritaires. C'est le cas notamment des sources diffuses agricoles : initialement suspectées de jouer un rôle clé, elles s'avèrent secondaires, même en zone rurale, face à la contribution des sources ponctuelles dispersées et/ou non répertoriées (CIPEL 1985). Un tel diagnostic, rendu possible par la modélisation des régimes d'exportations des sources ponctuelles et diffuses de P à l'exutoire des bassins versants et par la prise en compte des sources de P temporaires in-stream (Dorioz and Poulenard, 2007; Trevisan et al., 2012), soutient la priorité posée sur la maîtrise des eaux usées. A noter que des priorités différentes sont énoncées à la

même époque pour les grands lacs américains dont l'eutrophisation est plus fortement dépendante des sources diffuses agricoles. La balance P ponctuel / P diffus (« phosphore des villes - phosphore des champs ») reste au cœur de la problématique phosphore-eutrophisation actuelle, à l'échelle nationale.

Au total, l'augmentation des concentrations en P dans le Léman s'explique par la conjonction de l'augmentation de la population de son bassin versant, notamment urbaine, du changement du mode de vie et notamment l'usage de lessives au phosphore, et de l'accroissement de sa connexion au réseau hydrographique pour ses rejets d'eaux usées (jusque dans les années 80 le tout à l'égout progresse mais sans traitement adapté pour P). Les recommandations opérationnelles de la CIPEL ont consisté, en conséquence et avant tout, promouvoir, partout dans le bassin versant, des mesures de maîtrise du phosphore basées sur la collecte et le traitement approfondi des eaux usées (avec déphosphatation). Le même type de mesure ont été prises pour les 2 autres lacs. L'interdiction des lessives au phosphore a été envisagé ultérieurement, a fait l'objet de débats publics relayés par des ONG (Association de Sauvegarde du Léman), puis a été appliqué en 1986 en Suisse et en 2007 en France (Grenelle de l'Environnement) retardé par un intense lobbying « phospho-septique » (Barroin, 1995). Cette nécessité de mettre le Léman (à la « diète phosphorée » l'expression est de Barroin) et de développer en conséquence des mesures correctives dans tout son bassin versant, y compris loin du lac, ne s'est donc imposée que progressivement. Il s'est ainsi écoulé plus de 30-40 années entre l'alarme donnée par les pêcheurs et certains scientifiques dans les années 60-70 et les premiers résultats tangibles. Ceci a permis à l'eutrophisation de modifier profondément et peu réversiblement l'écosystème grand lac alpin. Malgré un retour à un état satisfaisant eu égard aux « services écosystémiques » attendus, il reste des « séquelles » de l'eutrophisation (Spaak and Volanthen, 2012).

Portée générale de la rétrospective grand lacs alpins

Un élément générique de ces différentes situations entre Léman Annecy et le Bourget, est le temps nécessaire pour réaliser toutes les phases des processus de décision en matière environnementale :

(1) **identification du problème**, c'est-à-dire poser une série de diagnostics portant sur les effets, les risques, les causes premières (excès de P anthropique) et les forçages (rejets d'eaux usées, développement), puis les faire accepter en repoussant les réticences et scepticismes ambiants, voire le jeu des intérêts particuliers et les communications destinées à jeter le doute sur les résultats scientifiques (forcément « imparfaits », mais existe-t-il en matière de politique de l'environnement, des décisions qui se prennent sans incertitude ?);

(2) **formulation de solutions**, ce qui consiste à prendre et négocier des décisions techniques, les faire partager et à trouver les moyens financiers et autres, de les entreprendre

(3) mise en œuvre des **mesures correctives** pour enfin

(4) obtenir un développement de celles-ci d'une ampleur suffisante pour enregistrer des améliorations de l'état du lac, avec en complément indispensable un **suivi écologique** long terme qui permette l'évaluation des progrès réalisés ;

A l'inertie sociétale et politique, s'ajoute celle de l'écosystème due au temps de renouvellement de l'eau, à des facteurs biotiques et à des flux résiduels (dont les flux diffus ou charge interne) souvent suffisant pour stabiliser des états eutrophes (travaux de Carpenter). Les dérives environnementales (climat, autres polluants) sont aussi susceptibles d'interférer (Anneville et al., 2015).

Finalement, il est plus facile de diagnostiquer causes et conséquences que de « guérir ».

Evolution et état de l'Observatoire

Evolution de l'Observatoire

L'Observatoire des Lacs (OLA) résulte d'une histoire de plusieurs dizaines d'années et de la conjonction de la présence d'un laboratoire d'ichtyologie et de limnologie sur les bords du Léman et du

développement des pollutions lacustres, après la seconde guerre mondiale. Cette co occurrence temporelle et spatiale entre dégradation environnementale et moyens scientifiques locaux a permis le développement de compétences particulières, de connaissances originales et d'une interaction forte avec les gestionnaires de ces milieux. Créé sur la question initiale du phosphore et de l'eutrophisation lacustre, comme décrit plus haut, les objectifs et périmètres des suivis pris en charge par OLA ont évolué au fil des années.

Une première phase a consisté, avec l'évolution de l'ancienne Station d'hydrobiologie Appliquée, en Station d'Hydrobiologie Lacustre, qui a mis en place les suivis, en lien avec les gestionnaires des 3 lacs périalpins. Ceux-ci se sont organisés progressivement, selon les lacs et les paramètres (tableau 4.3).

Tableau 4.3 : Dates de mise en place des suivis lacustres, en lien avec la structure gestionnaire partenaire et historique du statut trophique.

LACS <i>Etat actuel</i> (temps séjour ; profondeur maxi)	Historique du contrôle charge externe en P	Gestionnaire	dates des suivis
LEMEN <i>Mésotrophe</i> (12ans; 310 m)	Contrôle progressif à partir de 1980 (déphosphatation , interdiction TPP..)	CIPEL Commission Internationale pour la de Protection des Eaux du Léman (http://www.cipel.org/).	depuis 1957
ANNECY <i>Oligotrophe</i> (3.8 ans; 82m)	Quasi-total dès 1980 (collecteur circulaire et rejets à l'exutoire du lac)	SILA Syndicat Mixte du Lac d'Annecy : (http://www.sila.fr/)	1967-1977 1987-2010
BOURGET <i>Mésotrophe</i> (8.5 ans; 145 m)	En 1990 déversement de 3/4 eaux usées traitées directement dans le Rhône)	CISALB : Comité Intercommunal pour le suivi et l'assainissement du lac du Bourget : (http://www.agglo-lacdubourget.fr/)	1988-89 1995-96 2004-2005 2007-2010

Pour soutenir et formaliser cet effort, un projet d'Observatoire de Recherche en Environnement (ORE) a été déposé en 2002 auprès du Ministère de l'Environnement. L'ORE a été créé et labellisé par l'INRA en 2007, donnant une assurance de poursuite sur le long terme. Cet ORE avait pour question scientifique centrale celle de l'influence des variations en nature et intensité des pressions anthropiques et du changement climatique annoncé, sur la structure et du fonctionnement écologique des grands lacs profonds (Léman, Le Bourget, Annecy). L'élargissement des compétences scientifiques et de la reconnaissance de l'observatoire passait par une transformation et une labellisation en SOERE (Système d'Observation et d'Expérimentation sur le long terme en Environnement. Le dossier, déposé en 2010 a ainsi été validé par Allenvi et le Ministère de la Recherche. Le SOERE a réévalué ses bases scientifiques (pour objectif de fournir des données scientifiques de qualité pour comprendre et *in fine* modéliser l'évolution de l'état et des fonctionnements écologiques de systèmes lacustres soumis simultanément à un changement des pressions d'anthropisation locale et climatique. Rebaptisé OLA (Observatoire des Lacs) pour mieux couvrir une assise géographique élargie en intégrant progressivement des petits lacs d'altitude, des lacs jurassiens et auvergnats, il intègre 8 équipes nationales et affiche également un volonté d'ouverture internationale (lac Titicaca en Bolivie, partenaires suisses...). Il s'inscrit dans un réseau mondial d'Observatoires lacustres (GLEON, <http://gleon.org/>) et dans des réseaux européens, en particulier issus du programme COST NetLake (Networking Lake Observatories in Europe).

Les objectifs scientifiques du SOERE

Un Observatoire en environnement ne peut se concevoir qu'avec une organisation scientifique et technique adaptée aux suivis long terme : une (des) question(s) scientifique(s), des moyens de terrain (matériel et humain), une sélection d'indicateurs pertinents, un système de stockage des données fiable et accessible. Les objectifs de OLA s'articulent en 3 volets (figure 4.31) : acquisition de données à long

terme (suivi Observatoire, proprement dit), projets scientifiques en limnologie et paléolimnologie et l'organisation de la traçabilité, de la gestion des données et des échantillons.

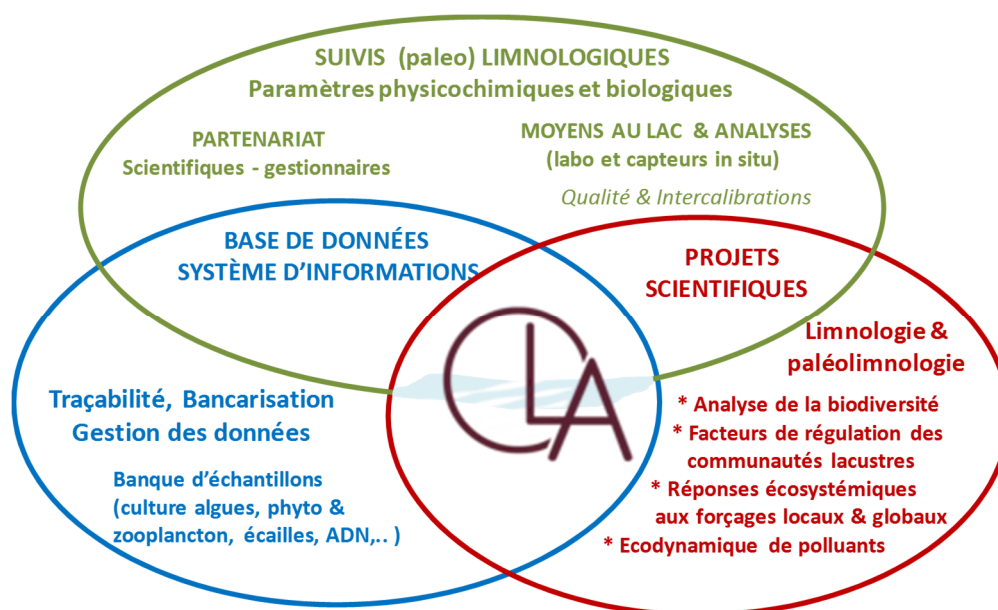


Figure 4.31: Architecture générale du SOERE OLA

Les projets scientifiques, au nombre de 6 se déclinent en sous projets fonctionnels :

- Etude des dynamiques écologiques et des réponses aux forçages globaux et poids de l'histoire dans l'état actuel des lacs. Le déploiement des études paléo écologiques s'appuie des méta-analyses (élargissement des échelles de temps), un développement de proxies innovants (ADN, CO₂ sédimentaire) pour appréhender les impacts anthropiques et climatiques. Le rôle des fluctuations climatiques (variations thermiques saisonnières, événements extrêmes type orage) est également pris en compte pour préciser les tendances observables des caractéristiques thermiques/hydrodynamiques des lacs et pour évaluer leurs impacts sur la dynamique des communautés. Un dernier programme évalue l'impact du réchauffement climatique sur l'omble chevalier, *Salvelinus alpinus*, considéré comme espèce sentinelle.
- Etude des états trophiques lacustres modulés par le contexte du bassin versant. Cette question est traitée sur des lacs d'altitude qui sont des systèmes modèles pour l'étude du lien entre statut des lacs et l'occupation des sols (passées et présentes) de leurs bassins versants. Sur les grands lacs, les travaux visent à comprendre la dynamique des apports externes en nutriments dans les lacs en réologotrophisation.
- Appréhender l'hétérogénéité spatiale des communautés et des processus lacustres (apports aux lacs via les affluents, zone de dépôts et recyclage, interfaces). Ces projets considèrent la diversité spatiale lacustre, du littoral au pélagique. Un focus particulier est réalisé sur les zones benthiques, siège de processus fonctionnels clés pour les cycles biogéochimiques et le fonctionnement lacustre.
- Compréhension de l'évolution des indicateurs biologiques : vers une vision intégrative des communautés planctoniques et une prise en compte des traits fonctionnels. Ce volet développe des approches au niveau des communautés microbiennes globales, ainsi qu'une réflexion sur l'évolution de la notion de réseau écologique, via les inventaires moléculaires et les approches de métabarcoding. L'étude de la structure en taille des communautés phytoplanctoniques permet d'intégrer le compartiment picophytoplanctonique dans les modèles de fonctionnement des réseaux trophiques.

Enfin, il y a une poursuite et une évolution des approches metabarcoding sur les communautés planctoniques (lacustres ou non).

- Modélisation des dynamiques biologiques ; en particulier pour les risques de prolifération de cyanobactéries toxiques dans les lacs péri-alpins en réponse aux changements globaux et locaux et la modélisation des réseaux trophiques (type Ecopath, EcoSim)

- Etude de l'éco-dynamique des contaminants dans les lacs : flux, effets, dynamique spatiale et temporelle, avec un zoom particulier sur les HAP, les PCB et la question des transferts atmosphériques, particulièrement visible sur les petits lacs d'altitude. En particulier, » points sont abordés : la réutilisation de 15 carottes à l'échelle des Alpes françaises du nord pour l'étude des POPs ; la détermination du temps de retour au bon état du Lac du Bourget (PCB) ; le rôle de la zone littorale lacustre dans le devenir des polluants et l'influence des nouvelles conditions de marnage sur le Lac du Bourget.

Moyens et méthodes du SOERE OLA

Moyens au lac :

Le SOERE dispose d'une flottille de 5 bateaux, de taille différente permettant d'effectuer différents types de prélèvements ou de mesures in situ. Ils sont stationnés dans un port équipé d'une cale.

Les bateaux sont armés spécifiquement en fonction des prélèvements et mesures à effectuer : sondes multiparamètres (3), sonde BBE Fluoroprobe (1), bouteilles de prélèvement d'eau intégratrice (2) ou ponctuelle (1), filet d'échantillonnage de phytoplancton et de zooplancton (64 et 200µm), échosondeur et sonar large bande pour mesure d'hydroacoustique, divers engins de pêche, chaluts, Des systèmes de carottiers et de bennes à sédiments peuvent également être embarqués. Cet ensemble est complété par du matériel qu'il est possible d'installer pour des durées longues (de quelques jours à quelques mois), comme des trappes à sédiments permettant de réaliser des bilans de sédimentation (quantitatif et qualitatif), ainsi que des capteurs de température et d'oxygène type Tiny tags et MiniDot. En complément, des filets passifs et des chaluts permettent d'assurer des campagnes de pêches scientifiques en vue d'estimer les stocks et structures (classe d'âge) des différentes espèces piscicoles.

Tous ces matériels sont accessibles aux équipes partenaires du SOERE et gérés par des personnes référence (calendrier d'utilisation, entretien).

Echantillonnage terrain

La représentativité environnementale des suivis dépend bien évidemment de la fréquence des échantillonnages mais aussi de leur localisation. Différents facteurs interviennent pour élaborer la stratégie d'échantillonnage de suivis long terme : les questions scientifiques traitées, les moyens humains, techniques et financiers, mais aussi des aspects liés à la taille et la morphologie lacustre.

Ainsi dans le cadre des suivis SOERE, le Léman est suivi uniquement dans sa partie pélagique, en un point (dénommé SHL2, dans la partie dite « grand lac »), à la verticale de la plus grande profondeur et le plus éloigné possible de tout impact terrestre direct. Sur cette verticale sont définis plusieurs points d'échantillonnage, permettant de caractériser les différentes zones lacustres (zone photique, hypolimnion, fond...), par des prélèvements à des profondeurs discrète ou intégratives d'une tranche d'eau, selon le paramètre. En complément, l'utilisation de sondes multiparamètres permet d'effectuer des profils en continu de la surface jusqu'au fond (température, pH, O₂, chlorophylle).

Les suivis réalisés sur le lac du Bourget, le lac d'Annecy et le lac d'Aiguebelette, suivent le même schéma d'organisation, mais adaptés à la profondeur moindre.

Enfin, le choix des paramètres et des fréquences est très fortement contraint par le budget disponible.

Ce protocole de suivis- observatoire laisse de côté les zones côtières, dont on n'ignore pas l'importance écologique pour la dynamique lacustre global, en particulier pour les processus biochimiques dans e cycles des éléments (C, N, P). Ce point est abordé via les projets scientifiques associés au SOERE. DE même, la question de la fréquence temporelle des suivis, qui est actuellement à basse fréquence (mensuelle ou bi hebdomadaire, selon les saisons). Ceci ne permet pas de prendre en compte les processus à courte durée (heure, journée, voire même semaine) qui permettrait une compréhension processus microbiens, biochimiques ou des dynamiques planctoniques très variables à des pas de temps courts. L'acquisition **de capteurs à haute fréquence** (température, concentration en oxygène, turbidité, chl a) et les données qui en sont issues sont nouvellement intégrées (à partir de 2014). Les capteurs ont été mis en place prioritairement dans les sites d'altitudes peu accessibles, dont la dynamique écologique est peu connue. Un premier travail de validation de ce type de données a été initié permettant de passer désormais à une phase d'intégration de ces données dans le Système d'Information de OLA.

Paramètres et métriques

Les suivis reposent sur une grande diversité d'indicateurs d'état physiques, chimiques, biologiques, nécessaires pour caractériser les dynamiques lacustres. Le tableau 4.4 récapitule l'ensemble des paramètres, les méthodes et le niveau de résolution appliqué. Les suivis halieutiques sont particuliers, car dynamique piscicole et la lourdeur organisationnelle de pêches scientifiques ne justifient pas la nécessité d'une fréquence infra-annuelle. A noter que la connaissance des stocks et des dynamiques piscicoles repose aussi sur des relevés de pêche effectués par les pêcheurs eux-mêmes, ainsi que par l'étude de contenus stomacaux permettant de préciser les régimes alimentaires et le rôle trophique de certaines espèces de poisson (perches et corégone).

Tableau 4.4 : Récapitulatif des paramètres mesurés et des méthodes mises en œuvre pour les suivis des 3 grands lacs.

Variables d'état	Mode d'acquisition	Protocole <i>Similaires sur les 3 lacs</i> <i>Les protocoles sont décrits dans le cadre de la démarche qualité INRA et référencés au laboratoire</i>	Résolution spatiale <i>Acquisition en un (Léman, Bourget) ou deux (Annecy) points géoréférencés du lac situé au point le plus profond (conforme norme DCE)</i>	Résolution temporelle
Température Oxygène dissous Conductivité pH Turbidité	Sonde multiparamètres	Protocoles d'acquisition et d'étalonnage interne.	Tous les mètres sur la colonne d'eau	Mesures <i>in situ</i> et échantillons prélevés : 2 fois par mois au printemps été automne et 1 fois par mois en hiver
Transparence	Disque de Secchi		Tous les mètres sur la colonne d'eau	
Lumière	Système LICOR		Tous les mètres sur la colonne d'eau	
Physico-chimie pH, Σ TAC, Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Cl^- , SO_4^{2-} , PO_4^{3-} , NO_3^- , NH_4^+ , Ntot , SiO_2 , CO_2 , Prot , Npart , Cpart , Ppart	prélèvement d'eau (bouteille Niskin)	Les protocoles et modes opératoires sont établis selon les normes Afnor + validation interlabo	Léman : 20 profondeurs Annecy : 2x 8 profondeurs Bourget : 6 à 10 profondeurs	
Production primaire (léman & Bourget)	Prélèvement d'eau (bouteille Niskin) (+C14)	Selon méthode de Steeman-Nielsen (1952)	<i>In situ</i> à plusieurs profondeurs de 0 à 30 m	
Chlorophylle a & Chlorophylle a et phéopigments	Sonde multiparamètre (fluorescence) & Prélèvements d'eau (bouteille Niskin) + dosage en labo	selon Strickland et Parsons	Tous les mètres sur la colonne d'eau & A différentes profondeurs (entre 7 et 13 selon lac) sur la colonne d'eau	
Phytoplancton	cloche intégratrice Pelletier brevet INRA (1978) ou bouteille intégratrice	Identification et dénombrements selon la méthode d'Utermöhl (1958) et conforme à la procédure standardisée pour l'application de la DCE	Echantillons intégrés sur 0-20m	
Zooplancton	Prélèvement par filets 212 μm et 64 μm	Identification à l'espèce et dénombrement sous microscope	Echantillons intégrés sur 0-50m	
Halieutique	Statistiques de pêche	Déclaration de la pêche professionnelle et carnets de pêcheurs amateurs	Sur tout le lac	Annuelle
	Pêches aux filets et hydroacoustiques	Protocole standardisé au niveau européen	Sur tout le lac	

Analyse des données produites, démarches de calibration et validation de données, archivage

Les données physiques, chimiques et biologiques produites à l'occasion des suivis OLA s'inscrivent dans une démarche qualité en conformité avec le Référentiel INRA. L'ensemble des actions et protocoles liés au SOERE (prélèvements, échantillonnage, comptages, analyses physico-chimiques, ...) sont inscrits dans cette démarche qualité, et sont formalisés et accessibles.

En pratique, les plateaux techniques spécialisés de l'Unité réalisent le travail de terrain ou d'analyses et assurent une validation technique de premier niveau. Les résultats passent par un second filtre via la validation assurée par les responsables scientifiques (un responsable par lac) avant leur intégration dans la base de données. L'exactitude des résultats délivrés est garantie par la validation des méthodes d'analyses, l'utilisation de cartes de contrôle de justesse et de répétabilité d'analyses quand cela est possible (en chimie notamment) et par la participation à des sessions d'intercalibration concernant de nombreux paramètres (mesures des sondes multiparamètres, analyses chimiques, dénombrement phytoplanctoniques et méthode hydroacoustique).

La traçabilité des analyses est assurée par l'utilisation de modes opératoires standardisés. La traçabilité des données est assurée à chaque niveau d'acquisition et au final par la base de données qui référence les métadonnées, les conditions de prélèvement et méthodes/appareillages utilisés. Les données limnologiques sont intégrées dans le Système d'Information (<https://si-ola.inra.fr>).

OLA s'appuie également sur des données anciennes qu'il faut intégrer dans le SI. Certaines difficultés concernent la validation des données en amont de l'insertion dans le système d'information pour ces données anciennes (depuis 1957 sur le lac Léman) qui n'étaient pas informatisées et nécessitent du temps et une main d'œuvre adaptée pour appliquer les protocoles de validation actuels. Le SI est néanmoins une aide à cette validation grâce aux contrôles d'insertion mis en place, aux contrôles de cohérence des données insérées, d'interdiction des doublons, de vérification de la cohérence entre certaines métadonnées et données...

Actuellement, les données limnologiques sont insérées dans le SI à environ à 60%, la limitation s'expliquant par le temps nécessaire à la validation des données anciennes

Les données issues de séquençage massif et les références moléculaires des souches algales sont rendues publiques (après publication par les scientifiques) via les dépôts dans DataDRYAD ou dans MG-RAST auquel un DOI est associé (ex de données produites par le SOERE OLA <http://dx.doi.org/10.5061/dryad.5mv53> , <http://metagenomics.anl.gov/linkin.cgi?project=10561>).

Enfin, concernant les données et métadonnées autres que celles des suivis limnologiques, Les carottes sédimentaires prélevées sur le territoire du SOERE représentent des archives naturelles reflétant l'évolution des systèmes lacustres. Ces échantillons de grande valeur, compte tenu de la difficulté à les récupérer et de l'ensemble des données d'accompagnement déjà acquises (datations, compréhension du fonctionnement sédimentologique, etc.) peuvent être réutilisés pour de nouvelles problématiques, à condition d'être intégré dans un système de gestion conservatoire, que ce soit en « soft » (base de données) ou en « hard » (chambres froides). Afin de garantir la mise en place pérenne d'un tel « rétro-observatoire », une démarche de traçabilité est en cours avec un système dédié au laboratoire EDYTEM, connecté à la banque nationale de données des forages (Equipex CLIMCOR) et au système de référencement internationaux (SESAR, IMLGS, PANGAEA).

Les métadonnées et données relatives à ces carottes sédimentaires sont d'ores et déjà structurées dans une base de données INEE (CAROTE (Carottes et Archives pour l'Observation Temporelle de l'Environnement ; <http://www.bdd-inee.cnrs.fr/spip.php?article434&lang=fr>) et sont référencées via la codification internationale IGSN (<http://www.geosamples.org/>).

Mise en place d'une démarche qualité

Comme mentionné précédemment, les protocoles des analyses chimiques et biologiques sont établis de longue date afin d'assurer la qualité des données acquises et des protocoles. Les plateaux d'analyses de l'UMR CARTEL (prélèvements, analyses chimiques, analyses biologiques) sont engagés depuis plusieurs années dans une démarche qualité afin de répondre aux exigences du Niveau 1 du Référentiel Qualité INRA. En particulier les plateaux d'analyses de chimie et de taxonomie du phytoplancton participent régulièrement à des essais inter-laboratoires pour effectuer des comparaisons et harmonisations.

Le SI (<https://si-ola.inra.fr>) dans lequel les données limnologiques sont intégrées est lui-même développé dans une démarche qualité qui touche tout autant au choix d'architecture, qu'à la modularité, l'évolution de la documentation et l'existence d'un comité d'utilisateurs inter-SOERE.

Utilisation et partage de l'information

Les données acquises lors des suivis sur les grands lacs péri-alpins sont visibles sur le site web du SOERE, et sur le site web du SI (français/anglais) qui fournit un chronogramme des données disponibles et

permet de faire les demandes d'accès moyennant le remplissage d'un formulaire et la signature des Conditions Générales d'Utilisation (CGU). Elles sont également visibles sur le catalogue de métadonnées d'ANAAE-France, et prochainement sur le portail ECOSCOPE (<http://www.fondationbiodiversite.fr/programmes-phares/ecoscope-presentation>).

Toutes les équipes de l'UMR CARTEL exploitent les données très régulièrement, ainsi que les laboratoires partenaires du SOERE (EDYTEM, LMGE, Chrono Environnement, ENTPE,...) comme en atteste la production scientifique. Les gestionnaires des lacs (CIPEL, CISALB, SILA, CCLA,...) sont également utilisateurs de ces données limnologiques. Au cours des dernières années, ces données étaient accessibles (avec un délai d'exclusivité de 2 ans) via un formulaire de demande. Désormais celui-ci est remplacé par le portail d'accès au SI).

Le SI (<https://si-ola.inra.fr>), dans lequel les données limnologiques sont intégrées, a lui-même été développé dans une démarche qualité, qui touche tout autant au choix d'architecture, qu'à la modularité, l'évolution de la documentation et l'existence d'un comité d'utilisateurs inter-SOERE.

L'ensemble des données débouchent sur des rapports annuels présentant les caractéristiques écologiques de chaque lac durant l'année écoulée et remettant les résultats en perspective avec leur évolution temporelle plus large. Ces rapports, avant leur publication, font l'objet d'une validation par le CS de chaque lac (par exemple : (Jacquet et al., 2016) pour le lac du Bourget ; (Perga et al., 2016) pour le lac d'Annecy).

Conclusion

Le SOERE OLA est la résultante de plusieurs dizaines d'années de suivis lacustres, sous différentes formes d'organisation, mais avec un fil conducteur essentiel : le statut du phosphore et ses conséquences écologiques. Depuis la mise en évidence du problème d'eutrophisation, les scientifiques ont contribué à fournir aux gestionnaires des éléments objectifs de pilotage : définition d'indicateurs, élaboration de valeurs seuils, portage des suivis scientifiques annuels alimentant les tableaux de bords. Outre les connaissances scientifiques acquises et valorisées par les voies habituelles du monde scientifique, les scientifiques de l'Observatoire traitent également les données acquises dans un objectif de transfert vers les acteurs : gestionnaires, élus, citoyens.

Au-delà d'une meilleure compréhension de la biodiversité lacustre, y compris fonctionnelle (en particulier microbienne, grâce au développement d'outils moléculaires), les travaux de OLA ont mis en évidence deux éléments essentiels : 1/ la capacité à acquérir de la profondeur temporelle d'analyse et de compréhension de l'évolution lacustre, grâce aux approches de paléolimnologie couplées à la maîtrise d'outil moléculaires, et 2/ la nécessité de coupler les approches lacs centrées à la connaissance du bassin versant, de son fonctionnement, de sa gestion.

Les données de paléolimnologie ont permis de préciser les relations biodiversité – état lacustre, en gagnant en profondeur temporelle et donc en considérant une gamme élargie de modifications climatiques (par exemple, le petit âge glaciaire). L'analyse de l'ADN fossile permet ainsi de retracer l'évolution des communautés microbiennes (en particulier photosynthétiques) en lien avec les grands forçages environnementaux (température, phosphore) mais aussi, à l'inverse, d'inférer l'état passé des lacs, en connaissant les préférences écologiques de groupes ou d'espèces de microorganismes (e.g. cyanobactéries, diatomées, ..).

La compréhension de la dynamique lacustre et de ses causalités ne sont possibles qu'en prenant en considération le bassin versant, son fonctionnement et les modalités de son couplage avec le lac. Les données issues du fonctionnement des bassins versants ne sont, jusqu'à présent, pas incluses dans l'Observatoire (sauf pour les apports de certains affluents du Léman ou du lac du Bourget). Un effort est entrepris en ce sens en s'appuyant sur le modèle des lacs d'altitude, dont les bassins versants plus restreint et dont l'occupation des sols est plus simple que ceux des grands lacs, se prêtent mieux à des approches de modélisation et d'évaluation des flux entrants. Ce point relatif aux bassins versants est

surement un élément important à considérer pour le futur d'un observatoire comme OLA. En complément, la prise en compte des usages multiples des lacs, c'est-à-dire les services rendus par ces systèmes, est un domaine qui s'ouvre. En effet le lien entre la connaissance de l'état écologique des lacs, leur évolution temporelle est un élément qui éclaire la notion de service écosystémique des lacs et leur modification dans le temps.

Enfin, une question scientifique pourra se poser à l'Observatoire sur la question du phosphore : si les réductions de teneur en P se poursuivent, quel en sera les conséquences écologiques, en particulier en interaction avec les changements thermiques. Le Lac d'Annecy peut être considéré comme très oligotrophe, à l'instar de certains lacs suisses, avec des questions relatives aux risque de réduction de productivité piscicole. La question de la trophie lacustre et de ses conséquences socio écologiques n'est donc pas close.

4.1.3.6.4. Surveillance spécifique de l'eutrophisation des cours d'eau (expérience passée AE RMC)

A titre d'exemple, l'AE RMC avait mis en place en 1998 1999 et 2002 2003 un réseau de suivi spécifique de l'eutrophisation sur des sites considérés 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 p. espèces proliférantes, taux de recouvrement, biomasse) complétées par des enregistrement 24 H du pH et de l'oxygène dissous.

4.1.3.6.5. 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 systèmes d'observation en environnement (SOERE) pilotées 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 permise par la base ADES (BRGM), récemment incluse dans le réseau de la zone critique (Critical Zone Observation network), celle des sols par le GIS Sol (bases BDAT, base de donnée des analyses de terres et RMQS, réseau de mesure de la qualité des sols).

4.1.3.7. Nouvelles technologies de surveillance : les images satellites

Les images satellites, utilisées d'abord dans le milieu marin commencent à être utilisées pour les plans d'eau et les milieux estuariens. Leur utilisation en complément des mesures in situ est très intéressante pour plusieurs raisons : i) une augmentation de la fréquence de passage des satellites – plusieurs fois par mois ; ii) une visualisation spatiale de la surface d'intérêt (au lieu d'une mesure d'un seul point représentatif) ; iii) coût qui devient compétitif par comparaison avec les mesures in situ ; iv) 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 deux variables importantes pour établir l'état écologique des eaux marines. Ces deux variables sont traditionnellement appréciées par les mesures du pigment chlorophyllien et l'utilisation du disque de Secchi. Ces deux variables peuvent être également appréciées par des mesures satellitaires avec la possibilité de plus d'observations synoptiques et fréquentes. La concentration de la chlorophylle peut être estimée par des mesures de la couleur de l'eau (*Satellite ocean color measurements*) et la transparence de l'eau peut être déterminée par l'utilisation d'un coefficient atténuation à 490 nm ($K_d(490)$, m^{-1}). C'est un domaine

en pleine expansion et les nouveaux algorithmes de ratio de bandes rouge-vert ont montré que leurs résultats sont significativement meilleurs que les algorithmes de ratio de bandes bleu-vert traditionnels. Par exemple, l'utilisation de ces outils satellitaires a permis d'établir pour la première fois une série à long terme de 14 ans de mesures de la teneur en chlorophylle à l'échelle de la Chesapeake Bay avec un minimum d'incertitude (fig. 4.32).

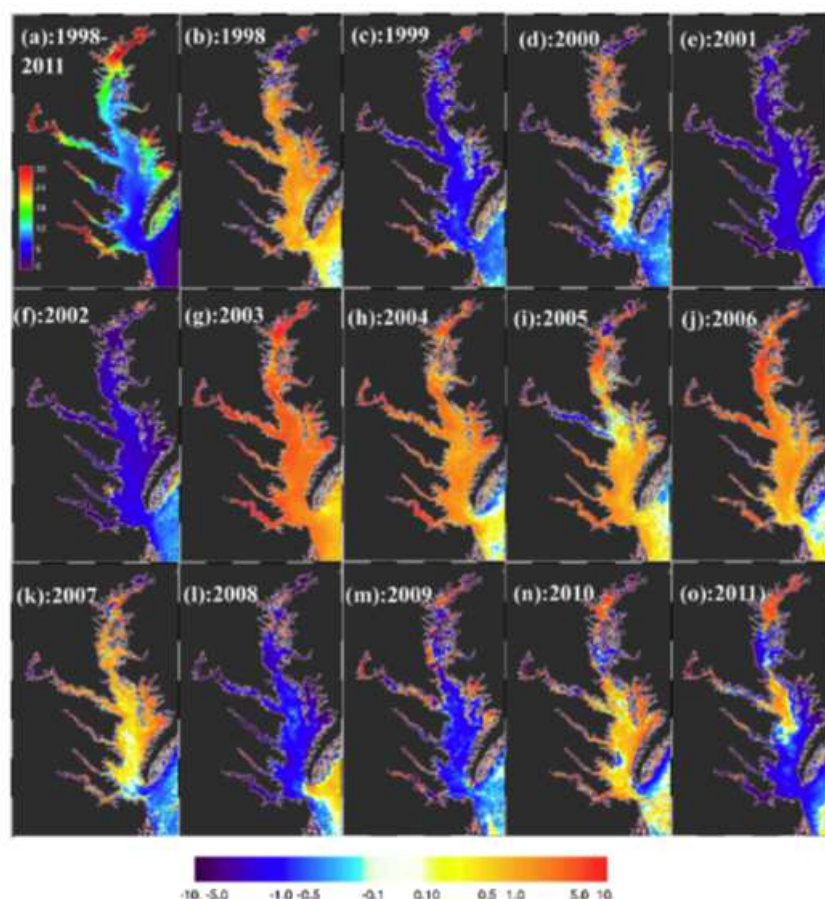


Figure 4.32. Moyenne et anomalie de RGCI (Red-Green Chlorophyll Index) par mg m^{-3} observées par SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor) et MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) de 1998 à 2011 : Source : Le et al., 2013.

En milieu terrestre, jusqu'à très récemment, les images satellites étaient encore exploitées de manière indirecte (étude de l'occupation des sols pour en déduire la situation globale d'un site et des vulnérabilités particulières) 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 satellites de type imageur ou radiomètre (on pourra citer MERIS, LANDSAT, SPOT, IKONOS, WORLDVIEW). Dans le cas des plans d'eau l'imagerie satellitaire présente l'avantage d'avoir une mesure spatialisée, mais ne permet pas d'avoir accès à des mesures sur les différentes profondeurs, ce qui est limitant surtout pour les lacs présentant des maxima de chlorophylle autour de 5 à 15 m (lacs profonds comme par exemple dans le cas des lacs alpins). Des méthodes d'imagerie satellite permettent d'évaluer la biomasse algale des eaux en surface (chlorophylle). 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 satellites spatialisées pour prédire la production primaire. 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 terme d'évaluation du niveau trophique. Une mesure de la chlorophylle par satellite ne donne pas cette information.

4.1.3.8. Emergence de nouvelles formes de surveillance par la sphère extra institutionnelle ou science citoyenne

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 méta-données et d'une géolocalisation, la mise en commun des données par le canal numérique offrant de nombreuses possibilités d'interaction entre les producteurs.

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 sur 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 institutionnelles. Ils sont encore peu développés, mais l'exemple du réseau Phénomex peut être cité. Phénomex, 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 blooms de micro-algues.

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 peu ou pas institutionnalisés témoigne de la dynamique sociale des problèmes d'eutrophisation, marquée par un déconfinement progressif et une publicisation parfois très marquée au cours des années 2000.

4.1.4. Indicateurs et méthodes pour le suivi de l'eutrophisation

4.1.4.1. Pression, état et impacts : définitions et typologie

Florentina Moatar

Université François-Rabelais de Tours

Les indicateurs d'eutrophisation sont généralement classés en indicateurs de pression (émissions de nutriments et flux), d'état (concentrations en nutriments dans les eaux) et d'impact (ex. oxygène, chlorophylle, turbidité et groupes biologiques) (Tableau 4.5). 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 : rivières, lacs, milieux de transition, zones côtières ou marines. Cependant, ils ont tous en commun la spécificité de répondre aux nutriments, à la fois de façon directe (indicateurs biologiques) ou de manière indirecte (indicateurs physico-chimiques influencés par les processus biologiques).

Tableau 4.5. Typologie des différents types d'indicateurs, en fonction de leur position dans la chaîne de causalité (pression, état, réponse) et des différents milieux. Source Ibisch et al., 2017.

Indicators	Rivers	Lakes	Transition al waters	Coastal waters	Marine waters
Pressure indicators					
Nutrient emissions, nutrient loads	x	x	x	x	x
State indicators					
Phosphorus concentrations (Total-P, ortho-phosphate)	x	x	x	x	x
Nitrogen concentrations (Total-N, NO ₃)	x	x	x	x	x
Impact indicators					
Ecological status (WFD)	x	x	x	x	
Environmental status (MSFD)				x	x
Phytoplankton (chlorophyll-a, biovolume)	x	x	x	x	x
Phytoplankton (community composition, toxic and nuisance algae)		x		x	x
Secchi depth		x		x	x
Macrophytes (lower growing depth)		x		x	
Macrophytes (community composition)	x	x	x	x	
Phytobenthos (benthic algae community composition)	x	x			
Macrozoobenthos (community composition, biomass)	x	x	x	x	x
Bottom water oxygen concentrations		x*		x	x

*stratified lakes only

Pour les indicateurs de pression, les émissions et les flux de nutriments comme 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'eaux, estuaires, zones côtières), reposent sur des mesures in situ ou des données modélisées, entachées d'une incertitude propre, rarement mentionnée ou commentée. Par exemple, la mesure de l'efficacité des mesures de réduction des apports de N et P déployées 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 (Finlay et al., 2013; Kellogg et al., 2010; Palijan and Fuks, 2006; Powers et al., 2015).

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).

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 (plans d'eau, milieu marin) ; ils sont également nécessaires pour faire le lien avec les indicateurs biologiques. A noter que dans le processus de la DCE ces paramètres n'interviennent pas dans l'établissement de l'état chimique, et sont considérés seulement comme appui à la biologie. Dans certaines régions européennes où les manifestations de l'eutrophisation sont marquées, comme dans la mer Baltique il est fait appel à une évaluation plus intégrée : par exemple l'outil HEAT de HELCOM (2009) (Eutrophication Assessment Tool) réalise une évaluation distincte des trois groupes d'indicateurs (pression, état, impacts) ; la note intégrée tenant compte du plus mauvais résultat de ces indicateurs. Les plans de réduction volontaires de l'eutrophisation dans les pays comme le Danemark « Danish Aquatic Action Plans » ou l'Allemagne « Rhine Action Plan » ont été mis en œuvre avec des suivis renforcés des nutriments, pour bien cerner leur origine, et leurs variations spatiales et temporelles : au Danemark on mesure les nutriments 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 ; Pour des bassins transfrontaliers ou d'export vers les zones côtières (Pays-Bas, Allemagne et Finlande) la fréquence des suivis est également importante (52 mesures/an)(Kronvang et al., 1993; Kronvang et al., 2005).

Avec des mesures peu fréquentes comme il en existe dans les suivis plus lâches de type DCE, il est difficile de construire des tendances avec une solidité statistique suffisante, notamment dans le cas des réseaux temporaires ou certaines opérations tournantes. La comparaison des indicateurs de concentration à des seuils objectifs doit aussi se faire prudemment lorsqu'on utilise des quantiles supérieurs (C90) ou inférieurs (C10), plus incertains que les valeurs centrales (C50, Cmoyenne).

Les indicateurs d'impact sont beaucoup plus nombreux (Tabl. XXX 1) et leur interprétation est complexe. Globalement les indicateurs caractérisant la production primaire sont les plus fréquemment rencontrés, la chlorophylle a étant le paramètre le plus utilisé, mais peut-être le plus grossier. Les tableaux 4.6a, b, c présente les indicateurs et les caractéristiques moyennes des différents niveaux trophiques pour les lacs, les rivières et les milieux côtiers, d'après une revue bibliographique internationale.

Indicateurs d'impact basés sur la production primaire

Dans le cas des plans d'eau, les classifications trophiques commencent à être documentées dès 1960 avec les travaux de Vollenweider et enrichis par la suite pour prendre en compte d'autres indicateurs (profondeur, turbidité, biomasse exprimée en biovolume, cyanobactéries, structure et distribution d'une communauté taxonomique, zooplancton). 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.

Tableau 4.6. a et b) Classification des niveaux trophiques pour les plans d'eau (Smith, 2003) ; c) Classification proposée pour évaluer l'état écologique des plans d'eau (Søndergaard et al., 2005)

a **Table 2:** Swedish eutrophication classification system for freshwater lakes according to the growing season biovolume of planktonic algae (modified from Willén 2000)

Class	Designation	May-October mean biomass: mm ³ per L	August peak biomass: mm ³ per L	Lake trophic state
1a	Particularly small biomass	≤0.1	≤0.1	Ultraoligotrophic
1b	Very small biomass	0.1–0.5	0.1–0.5	Oligotrophic
2	Small biomass	0.5–1.5	0.5–2	Mesotrophic
3	Moderately large biomass	1.5–2.5	2–4	Eutrophy I
4	Large biomass	2.5–5	4–8	Eutrophy II
5	Very large biomass	>5	>8	Hypertrophy

b **Table 3:** Swedish eutrophication classification system for total phosphorus and water-blooming cyanobacteria in late summer (modified from Willén 2000)

Class	Designation	Total phosphorus, µg/L	August cyanobacterial biomass: mm ³ per L	Number of toxin-producing cyanobacterial genera
1	Very small biomass	6–12.5	<0.5	≤2
2	Small biomass	12.5–25	0.5–1	–
3	Moderately large biomass	25–50	1–2.5	3–4
4	Large biomass	50–100	2.5–5	–
5	Very large biomass	>100	>5	4

c **Table 3.** Potential class boundaries to be used in the ecological classification using TP (µg P L⁻¹), chlorophyll *a* (µg L⁻¹) and Secchi depth (m) by 1, Borja *et al.* (2004); 2, Premazzi *et al.* (2003); 3, Moss *et al.* (2003) and this study. *Reference 2 states > 10 in the paper, but this is probably an error

Waterbody type	Parameter	Study	High	Good	Moderate	Poor	Bad
Transitional Deep lakes	CHLA	1	< 4	< 10	< 20	< 30	> 30
		2	< 10	< 25	< 50	< 100	> 100
		This study	< 12.5	< 25	< 50	< 100	> 100
	CHLA	2	< 3	< 6	< 10*	< 25	> 25
		This study	–	< 5.9	< 11.5	< 28	> 28
	Secchi	2	> 5	< 5	< 2	< 1.5	< 1
Shallow lakes	TP	This study	–	> 3.9	> 2.5	> 1.8	< 1.8
		3	< 15	< 30	< 50	< 75	> 75
		This study	< 25	< 50	< 100	< 200	> 200
	CHLA	3	< 10	< 20	< 30	< 50	> 50
		This study	< 5	< 11.0	< 21	< 55	> 55
	Secchi	3	> 3	> 3	> 2	> 1.0	< 0.9
		This study	> 2	> 1.5	> 1.0	> 0.8	< 0.8

En France, dans les années 1990, la méthode diagnose rapide avait été développée en mettant l'accent sur l'étude de quelques paramètres classiquement utilisés en Europe ou aux Etats-Unis pour évaluer l'état trophique des lacs (chlorophylle, transparence, oxygène dissous, phosphore, azote) avec une application dans le bassin Rhône-Méditerranée Corse (Tableau 4.7) (Barbe *et al.*, 2003).

Tableau 4.7. Paramètres pris en compte dans la méthode de diagnose rapide des lacs (Barbe *et al.*, 2003)

**Annexe 1 - Paramètres physico-chimiques et méthodes d'analyse
utilisées dans le protocole de 1990**

Eaux de surface & interstitielle	Références
Transparence	Disque de Secchi
Température (profil vertical)	
Oxygène dissous et % de saturation (profils)	
pH	NF T 90-008
Conductivité à 25°C	NF EN ISO 27888
Matière En Suspension	NF EN 872
Carbone Organique Total	NF T 90-102
Carbone Organique Dissous	NF T 90-102 après filtration < 0,22µm
Azote Kjeldahl	NF EN 25663
Phosphore total	NF T 90-023
Fer total	FD T 90-112
Hydrogène-carbonates HCO ₃ ⁻	NF EN ISO 9963-1
Silice SiO ₂	NF T 90-007
Nitrites NO ₂ ⁻	NF EN 26777
Nitrates NO ₃ ⁻	NF EN ISO 13395
Phosphates PO ₄ ³⁻	NF EN 1189
Ammonium NH ₄ ⁺	NF T 90-015
Calcium ^o Ca ⁺⁺	
Chlorophylle a	NF T 90-117
Manganèse*	FD T 90-112
Sédiments	
Granulométrie	CTGREF 1980
Débris végétaux	CTGREF 1980
Teneur en eau	CTGREF 1980
Concentration	CTGREF 1980
Carbonates CaCO ₃	CTGREF 1980
Perte au feu	CTGREF 1980
Carbone total	Analyse élémentaire
Carbone organique	Méthode interne
Azote total	Instrumentale
Phosphore total	CTGREF 1980
Phosphore PINA	Cemagref 1983

NB : Les analyses de phosphore interstitiel (P_{int} & PO₄) sont effectuées après pressage du sédiment sous azote et acidification à pH 3.

Le pH et la conductivité peuvent être mesurés sur le terrain.

* le manganèse est facultatif, il est utilisé comme paramètre de potabilité.

Eléments ajoutés : éléments mesurés à la fois dans l'eau et dans l'eau interstitielle.

* : le calcium n'est mesuré que dans l'eau interstitielle.

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 nutriments 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 exclue normalement ceux dont la profondeur ou le temps de séjour des eaux sont réduits. Il en est théoriquement de même pour les retenues artificielles à soutirage ou marnage importants.

Au cours des 20 dernières années, les mesures en continu à plusieurs profondeurs sont de plus en plus utilisées dans la littérature scientifique pour caractériser la dynamique physico-chimique des masses d'eau (oxygène dissous, températures, pH, conductivité ...) et les conditions climatiques locales (vitesse du vent, radiation solaire ...). 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/respirations.

Il faut cependant rappeler que la France n'a mis en place son réseau pour les plans d'eau qu'avec la mise en place de la DCE au début des années 2000, alors que le Danemark avait déjà un réseau de suivi intégré et performant dès 1988 : Danish National Aquatic Monitoring and Assessment Programme (NOVA)(Conley et al., 2002; Kronvang et al., 1993; Kronvang et al., 2008; Kronvang et al., 2005). La

performance de ce réseau réside ainsi dans le couplage entre la quantification des pressions (sources ponctuelles et diffuses), la mesure des concentrations et flux dans les différents milieux (rivières, plans d'eau, eaux souterraines, estuaires, milieux marins) en fonction de la typologie des bassins versants (Kronvang et al., 2008), et en lien avec les modèles de gestion de bassin versant (Kronvang et al., 2009a; Kronvang et al., 2009b). Les données acquises par ce réseau ont fait l'objet d'analyse des tendances temporelles ou des typologies spatiales pour les rivières (Kronvang et al., 2005), les plans d'eau (Jeppesen et al., 2005; Sondergaard et al., 2005; Sondergaard et al., 2016) ou les estuaires (Conley et al., 2000). De plus, les suivis sont utilisés pour le développement et la calibration des modèles pour simuler les fuites d'azote dans les milieux non suivis vers les zones côtières ainsi que les pertes d'azote dans les milieux de surface et souterraines.

Dans le cas de rivières et fleuves, on privilégie la chlorophylle a (Tableau 4.8), déterminée dans la masse d'eau ou sur le benthos. Il s'agit généralement de ces deux grandeurs qui avec les indicateurs de concentration en azote et phosphore déterminent les classes des différents niveaux trophiques.

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 (Agence de l'Eau, 1999). La DCE a introduit la notion d'une évaluation de l'état général des masses d'eau en réponse aux pressions multiples qui impactent les bassins versants européens. Elle s'appuie en cela sur les réponses de plusieurs compartiments (macrophytes, phytobenthos, invertébrés, poissons); la contrepartie de ce choix est que l'« état écologique » ne permet pas toujours d'analyser précisément de l'état de l'eutrophisation, pris en compte au même titre que les autres symptômes co- existants.

Tableau 4.8. Classification des niveaux trophiques pour les rivières selon les teneurs en Chl a. (Dodds et al., 2009; Dodds and Smith, 2016)

Table 4: Suggested boundaries for trophic classification of temperate streams (Dodds et al. 1998)

Trophic state category	Mean benthic Chl a, mg/m ²	Maximum benthic Chl a, mg/m ²	Suspended Chl a, µg/L	TN, µg/L	TP, µg/L
oligotrophic	<20	<60	<10	<700	<25
mesotrophic	20–70	60–200	10–30	700–1500	25–75
eutrophic	>70	>200	>30	>1500	>75

Dans la chaîne des processus, que l'on soit en milieu continental ou marin, c'est naturellement le compartiment de production primaire qui est le premier impacté par le processus d'eutrophisation. Les symptômes reconnus sont, pour le milieu continental, identiques au milieu marin, excepté pour les deux groupes très peu abondants en eau marine, mais très développés en eau douce eutrophe : les cyanobactéries planctoniques et les phanérogames benthiques.

Ces manifestations sont dépendantes de plusieurs autres facteurs (temps de résidence, lumière, température). Les symptômes présentent ainsi des dynamiques saisonnières marquées, qui échappent à l'enregistrement par les réseaux classiques de surveillance, qui ont des fréquences de relevé au mieux mensuelles pour les paramètres biologiques.

Pour illustrer cette différence entre réseau général et réseau ciblé sur une problématique, 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 sites considérés 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 (AE RMC, 2003).

En résumé, dans le mode opératoire actuel des réseaux DCE, les différents symptômes d'eutrophisation (indicateurs d'impacts) ne sont pas échantillonnés spécifiquement, et les indicateurs de pression et d'état sont parfois entachés de fortes incertitudes. La maille spatiale est très lâche⁶ et l'échantillonnage temporel est insuffisant pour cerner correctement la dynamique d'eutrophisation. Il est néanmoins possible de déterminer si une station est sensible à l'eutrophisation, en ne se cantonnant pas aux appréciations globalisées de son état écologique, mais en recourant à un examen plus approfondi des cortèges floristiques ou faunistiques relevés et à leurs propriétés écologiques (e.g. traits des espèces, affinité nitrophile, affinité pour le phosphore ou métriques de communauté, ...).

Ces considérations seront détaillées dans les paragraphes suivants, qui traitent des propriétés des indices. Il faut aussi garder en mémoire que dans la logique de la DCE, il est procédé, en parallèle des évaluations d'état, à une analyse de risque de non atteinte des objectifs environnementaux (RNAOE). De façon tout à fait complémentaire, cette analyse peut aider à apprécier la vulnérabilité à l'eutrophisation d'une situation géographique (cf chapitre dédié).

4.1.4.2. Indicateurs physico-chimiques

Florentina Moatar

Université François-Rabelais de Tours

4.1.4.2.1. Concentrations, Ratios et Flux de nutriments : suivis, indicateurs, incertitudes

La quantification des apports d'azote et de phosphore des bassins versants, des paramètres hydromorphologiques qui conditionnent leur rétention, ainsi que le transfert des nutriments dans les milieux récepteurs (rivière, plans d'eau, estuaires, zones côtières) repose sur un ensemble de mesures, indicateurs et modèles. Ces mesures et indicateurs ont évolués au cours du temps en résolution temporelle et spatiale, par le progrès de la connaissance mais aussi en fonction des divers réglementations, programmes de mesures implémentés à l'échelle des pays ou de l'Europe ou des modalités de reporting. De plus en plus, les données réglementaires sont utilisées conjointement avec les modèles de bilan et transferts, souvent hybrides (statistiques et conceptuelles) pour dégager les tendances d'évolution dans le temps et dans l'espace (exemple les travaux de l'USGS aux Etats Unis) (Richards et al., 2013).

L'incertitude des indicateurs construits à partir des mesures ou des modèles est aussi de plus en plus quantifiée pour pouvoir analyser l'évolution des concentrations et flux en lien avec les mesures environnementales prises au niveau des bassins (Rozemeijer et al., 2014). (Meals et al., 2010) dans l'article de review sur le temps de réponse des bassins aux mesures environnementales, montre que même si les mesures environnementales ont été bien implémentées, les efforts de surveillance peuvent ne pas montrer des résultats probants, si la période de suivi, le design du réseau de monitoring et la fréquence des mesures ne sont pas adaptés au temps de réponse des systèmes.

L'azote, le phosphore, la silice et le carbone organique, déterminants majeurs dans l'étude de l'eutrophisation des milieux continentales et côtières, sont parmi les éléments les plus difficiles à surveiller correctement dans le milieu aquatique pour de multiples raisons : i) chaque élément est caractérisé par de nombreuses formes spécifiques (dissoutes, particulaires, totaux, organiques, inorganiques), ii) les origines peuvent être variées (sols, rejets diffus, ponctuels ...), iii) ces éléments sont

⁶ Toute extrapolation à la masse d'eau (ME) de plusieurs km à partir des seules informations recueillies sur une station d'environ 100 m, peut s'avérer délicate, compte tenu de la variabilité interne à la ME de paramètres tels que la morphologie ou la couverture arborée des ripisylves, facteurs structurels qui interviennent dans le processus d'eutrophisation

en plus très réactifs dans le milieu aquatique sous l'influence de processus chimiques, biologiques, et physiques, iv) la conservation des échantillons prélevés est délicate ; v) la mesure par des capteurs in situ n'est que très peu développé.

Types de surveillance

Dans la littérature, on mentionne trois stratégies d'échantillonnage pour mesurer les nutriments. 1) Le suivi discret, sur une base calendaire, sur la base des prélèvements ponctuels, réalisés généralement depuis un pont, au milieu de la rivière, prélèvements qui sont ensuite stockés dans des glacières avant de les transmettre directement aux laboratoires d'analyse. Cette stratégie est surtout utilisée dans les réseaux opérationnels. Dans les sites pilotes ou les observatoires de recherche, ce suivi calendaire est généralement couplé avec un suivi par échantillonneurs automatiques (time-proportional sampling) ou par un échantillonnage stratifié, notamment en période de crue (Figure 4.33). Enfin, l'échantillonnage composite (passive sampling using flow-proportional samplers) permet la mesure des flux moyens par période de temps donnée ((Rozemeijer et al., 2010) Aulenbach and Hoopert, 2006; Goyenola et al., 2015b). L'échantillonnage stratifié consiste à prélever à des moments privilégiés. Il peut ainsi se dérouler comme une collecte manuelle incluant des périodes déterminées (échantillon mensuel ou bimensuel), complétée par de multiples échantillons prélevés lors de plus forts débits. C'est ce qui a notamment été fait lors du *Nonpoint Program* conduit par l'United State Geological Surveys (USGS) dans le district du Wisconsin (Walker and Graczyk, 1993)). Typiquement lors de ce programme, une collecte de 100 à 200 échantillons par an est réalisée pour des bassins de taille inférieure à 100 km².

Une alternative à ces stratégies consiste à réaliser un échantillonnage à une fréquence fixe, complété par seulement quelques prélèvements pendant les crues (Lee et al., 2016; Robertson and Roerish, 1999). C'est le principe utilisé par le *National Water Quality Assessment Program* (NAWQA (Hirsch et al., 2006)). L'échantillonnage mené à l'échelle des Etats-Unis par l'USGS permet de collecter à une période fixe (généralement mensuel) et de compléter par quatre à huit échantillons par an, pendant les fortes crues (Hirsch et al., 2006). L'échantillonnage stratifié en crue est devenu assez répandu surtout dans les petits bassins très réactifs, suite aux nombreuses études sur le comportement des concentrations (C) et des débits en crue (Q).

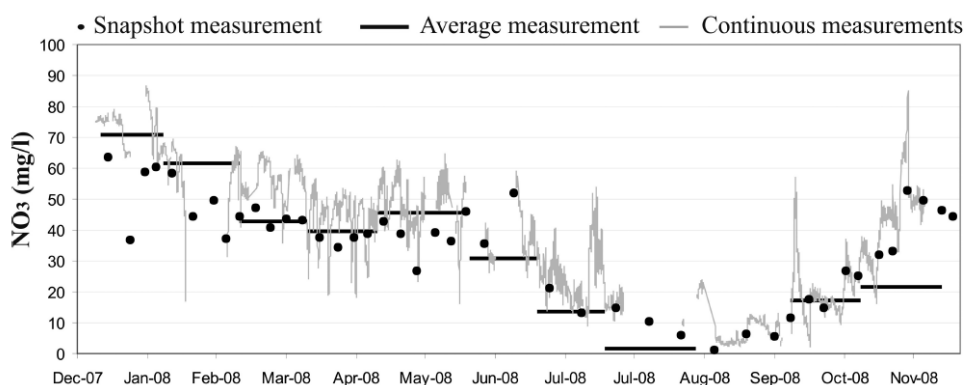


Figure 4.33. Exemple d'un suivi de nitrate avec des mesures ponctuelles (hebdomadaires), en continu et moyenne par mois par échantillonnage composite. Source : Rozemeijer et al., 2010.

(Audet et al., 2014) réalise une étude comparée des avantages et inconvénients des différentes stratégies d'échantillonnages (Tableau 4.9). Ainsi il ressort que l'échantillonnage discret (grab sampling) est celui qui est le plus simple à mettre en œuvre, mais il est dépendant de la fréquence des suivis, comme le montre (Jones et al., 2011), pour le phosphore mesuré sur un bassin versant de taille 500 km² (Figure 4.34).

Tableau 4.9. Comparaison des méthodes de suivis des nutriments dans les cours d'eau. Source : Audet et al. (2014).

Method	Advantages	Disadvantages
Passive sampler	<ul style="list-style-type: none"> – Flow integrated (i.e. continuous sampling over time relative to flow conditions in the stream) 	<ul style="list-style-type: none"> – Lack of documentation – Reliability (still under development) – Difficult to compare P results with other international standards for filtration and analysis – Costs – Malfunctions with loss of data
Grab sampling	<ul style="list-style-type: none"> – Fast – Simple – Inexpensive (only a bottle + analysis) 	<ul style="list-style-type: none"> – Representative only for the conditions at the time of sampling; thus, short-lasting peak flow events are most often not represented. If they are a false signal for a too long/for a prolonged period is obtained when utilising linear interpolation between each grab sample in time.
Time proportional sampling	<ul style="list-style-type: none"> – Time integrated 	<ul style="list-style-type: none"> – Equipment costs – Power supply required – Maintenance – Malfunctions with loss of data

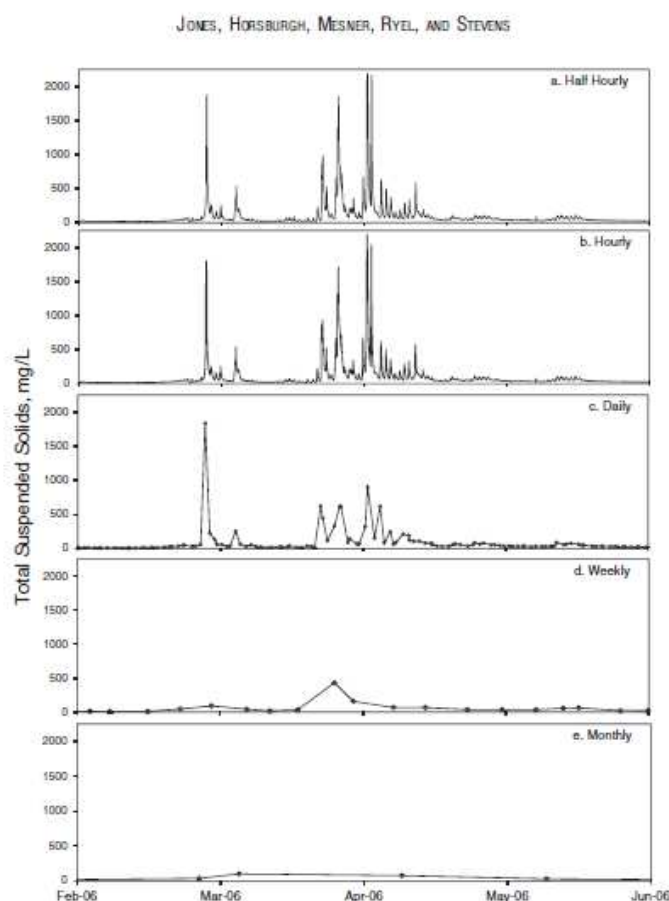


Figure 4.34. Concentrations de matières en suspension mesurées au pas de temps d'une demi-heure et la dégradation de ce signal pour simuler des suivis horaire, journalier, hebdomadaire et mensuel. Source : Jones et al., 2012.

En conclusion, en dehors de certaines stations pilotes, suivis pour des problématiques bien ciblés (petits bassins agricoles avec des mesures haute-fréquence ou suivis hebdomadaires ou bi-hebdomadaires pour caractériser les flux nutriments vers les zones côtières, rivières transfrontalières, une fréquence bi-hebdomadaire de la Loire à Orléans entre 1981 et 1985 pour des problèmes d'eutrophisation (Moatar and Meybeck, 2005), surveillance journalière aux prises d'eaux potables de Paris.), l'évaluation des nutriments des cours d'eau est réalisée à partir des suivis réguliers, de fréquence mensuelle, dans le meilleur des cas bimensuelle. Or, les travaux sont nombreux qui ont mis en évidence la limitation des

mesures discrètes et peu fréquentes, pour déterminer les flux notamment dans des systèmes à hydrologie « flashy » (Goyenola et al., 2015a). Les flux de nutriments sont exportés en un temps limité, souvent en période de crue. Pour des bassins de taille comprise entre 500 km² et 15 000 km², en un mois des plus forts débits (10% du temps), il passe en moyenne 25% du flux annuel d'azote et 45% du flux annuel de phosphore (Moatar et al., 2013). Pour des débits supérieurs au débit journalier médian (Q50), cette proportion atteint 80 à 90% (Meybeck and Moatar, 2012). Elle est aussi beaucoup plus grande pour les petits bassins versants (< 50 km²), et notamment pour le phosphore, en grande partie associé au régime de transport des matières en suspension; plus de 70% du flux annuel de phosphore est exporté pour des débits dépassés 10% du temps (Q10) et jusqu'à 90% des flux pour des crues peu fréquentes (Campbell et al., 2015; Douglas et al., 2007). Dans les petits bassins agricoles ou les nutriments sont entrainés pendant les crues, la grande proportion des flux transportés arrive pendant les périodes de hautes eaux au contraire des sources ponctuelles qui sont plutôt dilués à ces moments.

La mesure haute fréquence, une alternative, mais encore peu utilisée dans les réseaux de suivi

Il est rare de disposer de données haute fréquence de nutriments. Dans le cas des études emblématiques de certains milieux, un suivi fin est réalisé. Le suivi journalier des nutriments du lac Erie (Ohio, USA) depuis une vingtaine d'année pour 10 à 20 stations, tributaires du lac, est un exemple ((Sharples et al., 2009). Ce suivi journalier exceptionnel apporte des éléments importants de réflexion sur les évolutions récentes de l'eutrophisation du lac Erie en lien avec les changements de régime hydrologique et anthropiques (Baker et al., 2014; Jarvie et al., 2017; Richards et al., 2009; Richards et al., 2010; Williams et al., 2016).

Depuis 10-15 années, on assiste au développement de capteurs et technologies haute – fréquence à des prix plus abordables qui encouragent les chercheurs à les tester et à les utiliser pour différentes objectifs (Bende-Michl and Hairsine, 2010; Bende-Michl et al., 2013; Bierzo and Heathwaite, 2015; Bierzo et al., 2014) (Blaen et al., 2016; Dubelaar et al., 2004; Etheridge et al., 2013; Etheridge et al., 2014; Ferrant et al., 2013; Halliday et al., 2014; Loperfido et al., 2010; van Geer et al., 2016; Wade et al., 2012). En Irlande ou UK, certains scientifiques n'hésite plus à conseiller la mesure haute-fréquence pour une utilisation dans les réseaux réglementaires (Jordan et al., 2012; Mellander et al., 2012). Les tableaux suivants présentent une compilation des études basées sur la haute fréquence et le matériel utilisé (Tableau 4.10 et 4.11).

Tableau 4.10. Analyse des publications scientifiques sur la haute fréquence et des problématiques traitées suivant le pas de temps d'analyse. Source : van Geer et al. 2016.

Bold references appear in this special issue	Short-scale dynamics and extreme events (minutes to weeks)	Seasonal and annual patterns (months to several years)	Longer-term behaviour and trends (years to decades)
Hydrological, chemical, and biological process understanding (PU)			
PU1: flow regimes and dynamics, hysteresis effects, extremes	Poulsen et al. (2015b) Poulsen et al. (2015a) Outram et al. (2014) Jordan et al. (2014) Wade et al. (2012a, b) Oosterwoud et al. (2014) Neal et al. (2012) Kirchner et al. (2004)	Goyenola et al. (2015) Van der Grift et al. (2016) Halliday et al. (2014a, b) Jordan et al. (2012) Neal et al. (2011, 2012) Neal et al. (2011)	Neal et al. (2011)
PU2: detection of flow routes, groundwater-surface water interactions, travel time distributions	Rozemeijer et al. (2012) Van der Velde et al. (2010) Wade et al. (2013) Kirchner et al. (2004)	Poulsen et al. (2015b) Shrestha et al. (2013) Van der Velde and Rozemeijer (2012) Van der Vlugt et al. (2014) Yu et al. (2015) Neal et al. (2011)	
PU3: attenuation and retention processes – surface water and groundwater	Rode et al. (2012, 2013) Bierzo and Heathwaite (2013) Halliday et al. (2014a) Neal et al. (2012) Kirchner et al. (2004)	Rode et al. (2012, 2013, 2014) Shrestha et al. (2013) Windolf et al. (2011) Wade et al. (2012a, b) Halliday et al. (2014a) Neal et al. (2011, 2012)	Ernstsen et al. (2015)
Quantification of loads and concentrations (Q)			
Q1: assessment of concentrations, loads, export to downstream waters (lakes, rivers, estuaries)	Campbell et al. (2015) Graeber et al. (2015) Wade et al. (2012a, b) Lloyd et al. (2012) Jordan et al. (2014) Ovesen et al. (2012, 2013) Rozemeijer et al. (2010a, b, 2013) Halliday et al. (2012) Cassidy and Jordan (2011)	Campbell et al. (2015) Ernstsen et al. (2015) Goyenola et al. (2015) Graeber et al. (2015) Van der Grift et al. (2016) Rozemeijer et al. (2016) Wade et al. (2012a) Halliday et al. (2012) Lloyd et al. (2012) Ovesen et al. (2013) Bierzo et al. (2013, 2014) Jordan et al. (2012, 2014) Oosterwoud et al. (2014) Poulsen et al. (2014) Yu et al. (2015)	Ernstsen et al. (2015) Windolf et al. (2014) Kronvang et al. (2013) Greene et al. (2011)
Q2: trend assessment, slopes, and directions	Aubert et al. (2013) Lloyd et al. (2014)	Van der Grift et al. (2016) Aubert et al. (2013) Kirchner (2004) Lloyd et al. (2014) Blauw et al. (2013) Jordan et al. (2014)	Aubert et al. (2013) Halliday et al. (2012, 2014a) Windolf et al. (2013, 2014) Rozemeijer et al. (2014) Broers (2002) Hansen et al. (2012a, b, 2013) Broers and Van der Grift (2004) Visser et al. (2007, 2009) Neal et al. (2011)
Q3: probability of exceedance, compliance with water quality standards	Skeffington et al. (2015) Campbell et al. (2015) Audet et al. (2014) Halliday et al. (2014b) Lloyd et al. (2013) Rode et al. (2014)	Skeffington et al. (2015) Ernstsen et al. (2015) Bierzo et al. (2013, 2014) Lloyd et al. (2012, 2013) Jonczyk et al. (2014)	Ernstsen et al. (2015) Halliday et al. (2014a)
Q4: water and matter balances, sources apportionment	Rode et al. (2014) Rozemeijer et al. (2010b) Aubert et al. (2013, 2014)	Graeber et al. (2015) Goyenola et al. (2015) Van der Grift et al. (2016) Greene et al. (2011) Rozemeijer et al. (2010b) Aubert et al. (2013, 2014) Wade et al. (2012a, b) Jordan et al. (2014) Poulsen et al. (2014, 2015a) Van der Vlugt et al. (2014) Yu et al. (2015)	Ernstsen et al. (2015) Greene et al. (2011)

Continued.

Bold references appear in this special issue	Short-scale dynamics and extreme events (minutes to weeks)	Seasonal and annual patterns (months to several years)	Longer-term behaviour and trends (years to decades)
Q5: test and comparison of equipment	Huebsch et al. (2015) Audet et al. (2014) Faucheux et al. (2013) Oosterwoud et al. (2014) Wade et al. (2012a) Cassidy et al. (2012) Schneider et al. (2012) Stadler et al. (2015) Jomaa et al. (2015) Heinz et al. (2014)	De Jonge et al. (2012) Vendelboe et al. (2015) Jordan et al. (2013) Rozemeijer et al. (2010c, 2013) Cassidy et al. (2012)	
Operational (real-time) management – effects and predictions (M)			
M1: management and mitigation of point sources	Campbell et al. (2015)	Jordan et al. (2012)	Greene et al. (2011)
M2: management and mitigation of diffuse sources, land use management	Campbell et al. (2015) Melland et al. (2012) Heinz et al. (2014)	Rozemeijer et al. (2016) Campbell et al. (2015) Melland et al. (2013) Jordan et al. (2012) Quinn et al. (2015)	Ernstsen et al. (2015) Windolf et al. (2014) Greene et al. (2011)
M3: climate change impacts and adaptations	Graeber et al. (2015) Goyenola et al. (2015) Graeber et al. (2014)	Graeber et al. (2015) Goyenola et al. (2015) Graeber et al. (2014)	

Tableau 4.11. Analyse du matériel de suivi haute fréquence pour différents paramètres. Source : van Geer et al. 2016.

Table 2. Overview of monitoring methods and instruments applied in the session abstracts and special issue papers.

Monitoring methods	Instruments	References to papers in the special issue describing the results of studies in which the instruments were applied
Nitrate sensors	– scan spectrolyser TM , scan Messtechnik GmbH, Austria – NITRATAX plus sc, Hach Lange GmbH, Germany – reagentless hyperspectral UV photometer (ProPS)	Huebsch et al. (2015) Van der Grift et al. (2016) Rozemeijer et al. (2010c) Wade et al. (2012a) Heinz et al. (2014)
Phosphorus (total P, total reactive P)	Phosphax Sigma auto-analyzer, Hach Lange GmbH, Düsseldorf, Germany C	Campbell et al. (2015) Rozemeijer et al. (2016) Skeffington et al. (2015) Van der Grift et al. (2016)
Total reactive phosphorus (TRP), nitrite (NO ₂) and ammonium (NH ₄)	Systea Micromac C	Wade et al. (2012a)
Passive samplers	SorbiCell samplers	Rozemeijer et al. (2010c, 2016) Audet et al. (2014)
Turbidity Automatic samplers	OBS sensor, Campbell Scientific Isco sampler; Sigmatex sampler	Van der Grift et al. (2016) Goyenola et al. (2015) Audet et al. (2014) Van der Grift et al. (2016)
O ₂ , pH, temperature conductivity, turbidity, and chlorophyll	– YSI 6600 multi-parameter sonde	Skeffington et al. (2015) Wade et al. (2012a)
Conductivity, temperature	CTD diver (Van Essen Instruments, Delft, the Netherlands)	Van der Grift et al. (2016)
¹⁸ O, ² H	Wavelength-Scanned Cavity Ring Down Spectrometry System (WS-CRDS) L2120-i Picarro	Heinz et al. (2014)

Les indicateurs de nutriments (concentrations et flux)

L'évaluation des nutriments, porte sur deux types d'indicateurs : les concentrations moyennes ou extrêmes, en mg/l ou µg/l (moyennes arithmétiques (C_{moy}), géométriques, médianes (C₅₀), quantiles supérieurs (C₉₀), moyennes pondérées par les débits, C*.) et les flux (kg ou tonnes/période) ramenés généralement à la surface du bassin versant (kg ou tonnes/km²). Ces indicateurs, quantifiés par saison, année, ou plusieurs années, à l'aide des mesures ou de modèles permettent d'atteindre plusieurs objectifs : i) comparer les indicateurs de concentration à des seuils objectifs à ne pas dépasser (exemple la DCE)(Vilmin et al., 2016) ; ii) détermination des flux de nutriments apportés aux plans d'eau et établissement des bilans entrée – sortie (Powers et al., 2015) ; iii) Détermination des flux exportés par les bassins versants vers les mers et océans (Romero et al., 2013); iv) . Détection des tendances d'évolution (concentrations, ratios, flux par année, saison, moyennes glissantes) (Burt et al., 2011a; Burt et al., 2008; Burt and Worrall, 2009; Worrall and Burt, 1998) (Burt et al., 2011b; Moatar and Meybeck, 2005) ; v) Analyse spatiale des contributions des différents sous-bassins (Alexander and Smith, 2006) ; vi) Analyse des contributions des sources ponctuelles et diffuses (Kronvang et al., 2009a) ; vii) Calibration des modèles (Johnes, 2007) et reconstitution en site non-suivi (Dupas et al., 2013; Dupas et al., 2015)

Caractérisation des incertitudes : biais et imprécision

Les deux types indicateurs (concentrations et flux) sont entachés d'une incertitude, rarement quantifiée dans les réseaux opérationnels, qui dépend d'abord de la variabilité des concentrations des différents constituants (en général les nutriments dissous sont moins variables que les nutriments totaux qui englobent les constituants associés aux MES) et du nombre de mesures (Hirsch et al., 2015). Les erreurs sur les flux de nutriments dépendent de ces facteurs, de la variabilité des débits pour la période considérée et de la méthode de calcul permettant de combiner les suivis discrets des concentrations aux débits en continu. La prise en compte des incertitudes dans la quantification des indicateurs de concentration et des ratios N/P ou N/Si, ont fait l'objet de beaucoup moins d'études.

On distingue les biais et les imprécisions qui peuvent être déterminées dans les études pilotes par la comparaison des indicateurs, « réels », basés sur la surveillance journalière ou sub-journalière et des indicateurs « simulés » à des fréquences variées.

L'évaluation des incertitudes sur les indicateurs de nutriments (flux annuel ou concentrations moyennes ou extrêmes) peut se faire de deux façons principales : de manière théorique, en supposant connue la loi de distribution de l'indicateur ou alors de façon empirique, en partant des chroniques acquises à haute résolution temporelle qui seront dégradés avec différentes stratégies d'échantillonnage et fréquences de suivis. C'est surtout cette deuxième approche qui est couramment utilisée à partir des tirages aléatoires (Monte Carlo) pour dégrader le signal avec différentes stratégies d'échantillonnages et différentes fréquences à partir des chroniques « haute-fréquence » (Hirsch et al., 2015) (Figure 4.35). Le pas de temps des chroniques « haute-fréquence » est fonction de la taille des bassins versants. Pour des petits bassins versants (surface < 100 km²), le pas de temps est sub-journalier ou sub-horaire ; pour les plus grands bassins, le pas de temps d'une chronique haute fréquence est journalier. En général pour une stratégie d'échantillonnage et une fréquence donnée, entre 100 et 1000 tirages au sort dans des données haute fréquence sont réalisées.

On compare ensuite l'indicateur réel calculé avec la chronique haute-fréquence avec les estimations de l'indicateur réalisées à partir 100 à 1000 chroniques dégradées. L'analyse de la distribution statistique des écarts entre les valeurs estimées et la vraie valeur, permet d'accéder à l'incertitude des estimations. Elle est définie par un biais (médiane ou moyenne des erreurs) et par une imprécision, ou erreur aléatoire, définie par un écart type d'erreur (si la distribution est normale) ou par une différence de percentiles extrêmes (e₉₀-e₁₀ ; e₉₅-e₅). La figure suivante présente deux types d'estimations : une estimation juste (car la moyenne des indicateurs calculés pour chacun des tirages au sort coïncide avec

la vraie valeur de l'indicateur déterminé avec la chronique « haute fréquence », mais imprécise car la distribution des estimations est très importante ; une estimation précise, mais fortement biaisée (la moyenne des métriques estimées étant très éloignée de la vraie valeur ; Dans ce deuxième cas, il est possible d'étudier si des facteurs de correction peuvent être appliqués aux estimations initiales pour corriger le biais, l'avantage de la méthode étant sa bonne précision. Cette méthodologie a été développée initialement pour la quantification des erreurs des flux de matières en suspension (Walling and Webb, 1985). Elle a ensuite été appliquée à d'autres éléments, dont les nutriments (Cohn et al., 1989).

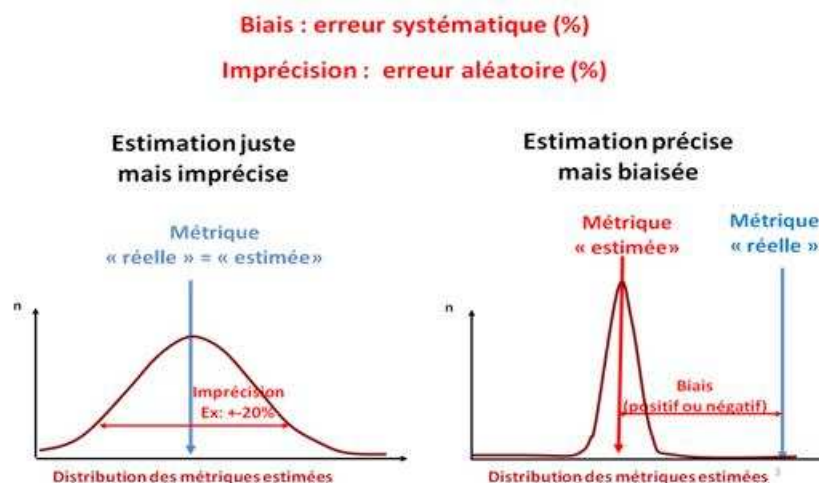


Figure 4.35. Caractérisation de l'incertitude à partir d'un biais (positif ou négatif) et d'une imprécision ($\pm x\%$) : a) le cas d'une estimation juste car le biais est zéro mais imprécise car la dispersion des résultats est importante ; b) le cas d'une estimation précise (dispersion des résultats faible) mais imprécise car le biais est important. D'après Walling and Webb, 1985.

Différentes méthodes de calcul des flux de nutriments à partir des suivis réglementaires

La quantification des flux ne pose de problème si l'on dispose des mesures de débits et de concentrations en azote, phosphore en continu. On note tout de même que l'incertitude des débits est rarement prise en compte, même si elle peut jouer un rôle important notamment dans les petits bassins versants, (Lloyd et al., 2016). Il suffit de calculer les flux instantanés (produit des concentrations par les débits) et de réaliser leur cumul sur la période désirée (le plus souvent un an). Mais dans la réalité, la mesure des nutriments dans les réseaux opérationnels (Europe, USA) est réalisée de façon mensuelle (parfois bi-mensuelle) depuis les années 1980-1990 au contraire des débits qui sont mesurés de façon continue et depuis une plus longue période (1900 – 1950). Ainsi, La combinaison des mesures discrètes de concentrations et des débits en continu pour générer des flux peut se faire par une vingtaine de méthodes décrites et testées dans la littérature (Birgand et al., 2010; Cohn et al., 1989; Guo et al., 2002; Lee et al., 2016; Phillips et al., 1999). Elles sont regroupées généralement en trois groupes :

- **les méthodes de concentrations moyennes et facteurs de correction**, qui consistent à multiplier des concentrations moyennes avec des débits sur des périodes spécifiques, parfois corrigées par des facteurs de correction (exemple correction de Beals). (Defew et al., 2013; Jordan and Cassidy, 2011; Moatar and Meybeck, 2005; Worrall et al., 2013) ; La méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits est utilisée par OSPAR pour déterminer les flux à la mer. Cette méthode (M5) a fait l'objet des développements particuliers pour quantifier l'imprécision des estimations et corriger les biais des estimations (Moatar et al., 2013).
- **Les méthodes d'interpolation**. L'interpolation linéaire des concentrations entre deux mesures peut être adaptée aux concentrations qui ont une composante saisonnière importante. C'est le

cas pour l'évolution des nitrates à certaines stations qui drainent des grands bassins versants (Moatar and Meybeck, 2005)

- **les méthodes de régression**, permettant d'estimer les concentrations des jours non échantillonnés par des modèles empiriques qui peuvent être plus ou moins complexes, en fonction des données disponibles. Les plus utilisés sont les **régressions linéaires simples** en fonction des débits (en log-log) (Cohn et al., 1989). Les concentrations estimées sont multipliées par un facteur de correction pour corriger le biais dû à la transformation logarithmique de la relation Concentration-Débits (Ferguson, 1986; 1987). Ces régressions peuvent parfois être **segmentées par période hydrologique** (basses eaux/hautes eaux) (Moatar et al., 2017) pour tenir compte du type de relation logC-logQ (Meybeck and Moatar, 2012), saison (notamment pour des rivières à régime hydrologique composé, ex nivo-pluvial). Ces relations doivent être établies sur des périodes pluriannuelles homogènes (régime similaire des exportations), pendant lesquelles les relations ne changent pas dans le temps, notamment suite à des mesures de réduction des intrants dans les bassins. Afin de s'affranchir de l'étude préalable des relations Concentration-Débits, l'USGS propose des méthodes de **régressions plus flexibles** prenant en compte d'autres variables explicatives/composantes : le temps pour la tendance, des sinus et cosinus pour la saisonnalité, ce qui amène à ajuster 5 (méthode LOADEST), voire 7 paramètres si des composantes quadratiques du débit sont introduites (Cohn et al., 1992; Verma et al., 2012; Vigjak and Bende-Michl, 2013). Ces paramètres peuvent être ajustés sur des fenêtres temporelles mobiles ou en fonction des gammes des débits, si les données mesurées sont plus nombreuses (méthode WRTDS, (Hirsch et al., 2010; Zhang et al., 2015; Zhang et al., 2016).

$$\ln(C_t) = \beta_1 + \beta_2 \ln Q_t + \beta_3 T_t + \beta_4 \sin(2\pi T_t) + \beta_5 \cos(2\pi T_t) + e_t, \quad (3)$$

The 5-parameter model is implemented using the LOADEST algorithm and software.

time. The 7-parameter model is defined as

$$\ln(C_t) = \beta_1 + \beta_2 \ln Q_t + \beta_3 \ln(Q_t)^2 + \beta_4 T_t + \beta_5 T_t^2 + \beta_6 \sin(2\pi T_t) + \beta_7 \cos(2\pi T_t) + e_t, \quad (2)$$

where $\ln(C_t)$ is the natural logarithm of constituent concentration for period t , assumed to be a day; $\ln(Q_t)$ is the natural logarithm of mean daily discharge; T_t is decimal time, in years; e_t is a model residual; and β_k , $k = 1, \dots, 7$, are model parameters to be estimated.

Certains modèles de régression font intervenir d'autres variables comme la turbidité, mesurée en continu, comme proxy pour les matières en suspension. En effet, pour les nutriments totaux ou particuliers, l'estimation des flux de ces éléments peut gagner en précision en intégrant la turbidité, comme il a été montré par plusieurs études récentes pour le phosphore (Horsburgh et al., 2010; Ivanovsky et al., 2016; Jones et al., 2011; Minaudo et al., 2017; Stutter et al., 2017). Pour des petits bassins versants les modèles multivariés peuvent prendre en compte la dynamique des relations C-Q en crue, avec plusieurs types d'hystérèse. (Bieroza and Heathwaite, 2015)

Choix de la méthode de calcul

Plusieurs études ont montré qu'il n'existe pas de méthode unique, performante, pour l'ensemble des nutriments. De plus pour un nutriment donné, la performance des méthodes est dépendante du site et de la fréquence de suivis. Pour les méthodes dites de « moyennes », les biais et les imprécisions des

estimations sont d'autant plus fortes que la fréquence des suivis est faible et les variabilités des concentrations et des débits sont fortes (Birgand et al., 2010; Kerr et al., 2016) (Figure 4.36). Certaines méthodes de concentrations moyennes, sous-estiment ou sur-estiment les flux en fonction du type de relation entre les concentrations et les débits. Les éléments, dont les concentrations augmentent avec les débits, auront un flux estimé qui sera en général sous-estimé (cas du phosphore). Les éléments, dont les concentrations sont diluées en crue, les biais seront positifs. En Bretagne, du fait de la saturation des bassins en nitrates, la concentration des nitrates diminue lors des événements pluvieux, moins chargés en nitrate. Cela explique les biais positifs dans la figure suivante (méthodes M1, M2, M6, M9) (Birgand et al., 2010).

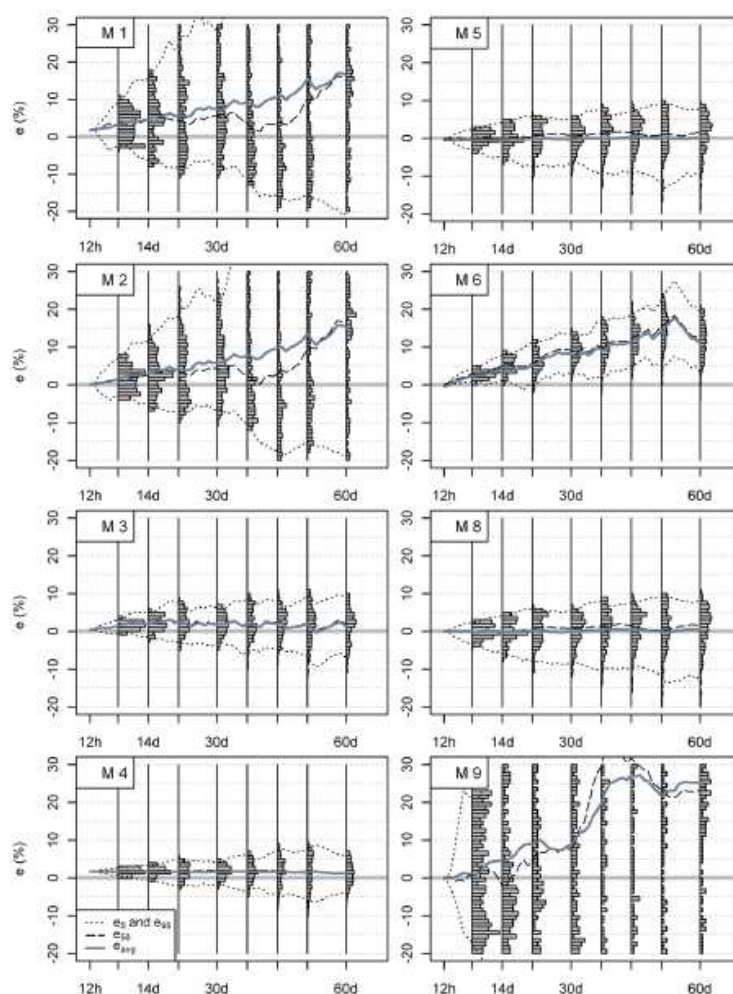


Figure 4.36. Comparaison de la distribution des erreurs pour plusieurs fréquences de suivi (intervalle de 12h à 2 mois entre deux mesures) pour l'estimation des flux de nitrate (Elorn, Finistère) par 9 méthodes de calcul (moyennes et interpolation). La méthode M5 (méthode OSPAR) montre les biais et les imprécisions les plus faibles. Source : Birgand et al., 2010.

(Raymond et al., 2013) parmi 4 méthodes de calcul des flux, propose une méthode appropriée à l'élément considéré et au site donné, en fonction, des indicateurs de variabilité des débits (W2%) et de la pente de la relation concentration-débit en période de hautes eaux (b50sup).

Tableau 4.12. Méthode optimale de calcul des flux en fonction de la variabilité des débits (W2%) et de la pente de la relation concentration-débits en période de hautes eaux. Source : Raymond et al., 2013.

Table 3 Recommended flux calculation methods for monthly frequency, presented through the flux variability matrix ($W_{2\%}$, b_{50sup}). DWC: discharge-weighted concentration methods; IRC*: integral rating curve method (with Ferguson correction); SRC50*: segmented rating curve method (with Ferguson correction); HSM: modified hydrograph separation method (10th and 90th percentiles of inter-station inter-annual flux errors).

	$b_{50sup} < -0.2$	$-0.2 < b_{50sup} < 0.2$	$0.2 < b_{50sup} < 0.8$	$0.8 < b_{50sup} < 1.4$	$b_{50sup} > 1.4$
$W_{2\%} > 25$	DWC IRC*	Not documented	Not documented	HSM	HSM
$15 < W_{2\%} < 25$	SRC50* ^(a)	IRC*, SRC50* ^(b)	HSM, SRC50* ^(b)		
$10 < W_{2\%} < 15$	DWC IRC*	DWC	IRC*, SRC50* ^(c)	IRC*, SRC50* ^(c)	HSM
$W_{2\%} < 10$	DWC IRC*		DWC	IRC*, SRC50* ^(c)	

Notes: ^(a) For c-D and s-D types; ^(b) For d-S and c-S types; ^(c) For d-C and s-C types.

Ordre de grandeur de l'incertitude pour N, P, C et Si

En règle générale, l'incertitude des estimations des flux est plus importante pour les petits bassins versants (même si la taille du bassin n'est pas le meilleur prédicteur) (Cassidy and Jordan, 2011), globalement plus réactifs et pour les nutriments totaux qui englobent une fraction particulière (notamment le phosphore), une mesure discrète ayant une plus forte probabilité d'occulter ces événements plus chargés. Pour le phosphore, (Johnes, 2007) montre à partir de l'étude des chroniques haute-fréquence (journalière) des 17 bassins versants totalisant 39 années, que le « BFI, base flow index » et la densité de population sont des indicateurs qui peuvent expliquer l'ordre de grandeur des incertitudes. Ainsi, les bassins de plaine, peu anthropisés, ayant une contribution des nappes plus importantes (BFI important), pourraient être échantillonnés moins souvent que des bassins plus réactifs (BFI faible) qui transportent plus de phosphore et MES en période de crue. Cependant la règle est loin d'être générale, car même pour des bassins grands comme le Mississippi en aval, (Duan et al., 2014) propose de mesurer les nitrates avec des intervalles de temps compris entre 2 et 7 jours.

L'enjeu de ces recherches est donc d'une part de prédire l'incertitude en fonction des caractéristiques des bassins afin d'affecter une fourchette d'incertitude aux estimations, ce qui peut permettre l'analyse des tendances. D'autre part, il s'agit de préconiser des fréquences de suivi afin de contenir l'estimation dans une fourchette d'incertitude donnée (Birgand et al., 2010). (Aulenbach et al., 2016) propose une classification des incertitudes suivant l'élément en question et la période de cumul des flux (Tableau 4.13).

Tableau 4.13. Limites de classes de biais et imprécisions considérés comme raisonnables pour différents constituants (Aulenbach et al., 2016)

Statistic	Solutes	Categorization of errors		
		Good	Fair	Poor
Bias	SO_4^{2-} , Si, DOC	$\pm 3\%$	-6% to -3% & 3% to 6%	$> \pm 6\%$
Bias	NO_3^-	$\pm 5\%$	-10% to -5% & 5% to 10%	$> \pm 10\%$
Annual Precision	SO_4^{2-} , Si, DOC	$< 5\%$	5 to 10%	$> 10\%$
Annual Precision	NO_3^-	$< 10\%$	10 to 20%	$> 20\%$
Monthly Precision	SO_4^{2-} , Si, DOC	$< 10\%$	10 to 20%	$> 20\%$
Monthly Precision	NO_3^-	$< 20\%$	20 to 40%	$> 40\%$

Note: SO_4^{2-} , dissolved sulfate; Si, dissolved silica; DOC, dissolved organic carbon; NO_3^- , dissolved nitrate.

Pour pouvoir ainsi optimiser les suivis dans un objectif de calcul des flux, quelques auteurs ont proposé de chercher des liens entre les incertitudes des flux de nutriments et des indices de « réactivité hydrologique », comme le coefficient de variation des débits (Stelzer and Likens, 2006), le rapport des quantiles supérieurs et inférieurs de débits (Q95/Q5, (Robertson, 2003), indicateurs de courbes de durées des flux d'eau, W2%, (Birgand et al., 2010; Moatar and Meybeck, 2007), coefficients d'autocorrélations, (Aulenbach et al., 2016).

Pour la méthode de la concentration moyenne pondérée par les débits (M5, **figure 4.36**), les biais et les imprécisions peuvent être déterminés en fonction de deux indicateurs de variabilité : W2% (% du volume d'eau qui s'écoule pendant les plus forts débits en 2% du temps) et le b50sup, pente de la régression logconcentration en fonction de logdébit pour des débits supérieurs au débit journalier médian, un indicateur qui caractérise la dynamique des nutriments pendant la période de hautes eaux (Moatar et al., 2013). Ainsi pour les nutriments dont les concentrations sont diluées ou restent constantes pendant la période de hautes eaux, b50sup <0, les biais sont faibles et positifs (surestimation), les imprécisions relativement faibles (<± 15%, suivi mensuel), tandis que pour les nutriments qui sont entraînés (b50sup > +0.2), les flux réels sont sous-estimés d'environ 10% et les imprécisions comprises entre ± 35 % et ± 60 %. Ces valeurs sont d'autant plus fortes que la réactivité hydrologique du bassin est forte.

Tableau 4.14. Ordre de grandeur des incertitudes des flux annuels calculés par la méthode M5 pour des suivis mensuels et bi-mensuels en fonction de la réactivité hydrologique du bassin (W2%) et de l'exposant b50sup de la relation concentration-débits (en log-log). Source : Moatar et al., 2013.

Table III. Uncertainty matrix of annual river fluxes (discharge-weighted concentration method) based on hydrological reactivity ($W_{2\%}$) and river material behaviour at higher flows (b_{50sup})					
Hydrological reactivity ($W_{2\%}$)	River material behaviour at higher flows (b_{sup})				
	-0.2	-0.2 to +0.2	0.2 to 0.8	0.8 to 1.4	>1.4
Median imprecision (%) – 30 days sampling interval					
<10%	±8	±6	±35	±40	±50 (c)
10% to 15%	±9	±15	±35	±60	±95 (c)
15% to 25%	±15	±20	±45	±70	±80 (c)
>25%	-20/+40 (a)	±25 (c)	-55/+35 (c)	-85/+50 (b)	-90/+60 (a)
Median bias (%) – 30 days sampling interval					
<10%	0	0	-10	-12	-11 (c)
10% to 15%	1	-1	-9	-22	-63 (c)
15% to 25%	2	0	-14	-36	-50 (c)
>25%	11 (a)	-3 (c)	-25 (c)	-50 (b)	-60 (a)
Median imprecision (%) – 15 days sampling interval					
<10%	±5	±4	±25	±30	±30 (c)
10% to 15%	±6	±10	±25	±48	±90 (c)
15% to 25%	±10	±13	±32	±60	±75 (c)
>25%	-20/+30 (a)	±14 (c)	-50/+35 (c)	-80/+60 (b)	-85/+65 (a)
Median bias (%) – 15 days sampling interval					
<10%	0	0	-5	-7	-3 (c)
10% to 15%	0	0	-4	-13	-44 (c)
15% to 25%	1	0	-7	-22	-33 (c)
>25%	5 (a)	1 (c)	-12 (c)	-34 (b)	-36 (a)

Pour les méthodes de régression, l'incertitude des flux est plus difficile à quantifier et à prédire (Stenback et al., 2011). Elle dépend de la performance et de la représentativité des relations concentrations – débits pendant la période de hautes eaux et moins du nombre de mesures (Hirsch, 2014). Cependant, plusieurs auteurs ont montré que pour une meilleure estimation, il est nécessaire de compléter les suivis réguliers par des mesures complémentaires par temps de pluie afin d'augmenter la robustesse des relations de régression en période de crues. (Bowes et al., 2015; Garmendia et al., 2013; Ide et al., 2012).

4.1.4.2.2. Variations journalières d'oxygène dissous et de pH, indicateurs d'eutrophisation

D'un point de vue physico-chimique, une des manifestations de l'eutrophisation, en complément de l'augmentation de la biomasse végétale, est l'apparition de cycles journaliers prononcés d'oxygène dissous et de pH avec des conséquences dommageables pour la production d'eau potable et l'écologie des milieux aquatiques. En effet, dans les eaux eutrophes, l'oxygène dissous se trouve rarement à l'équilibre (100 % de saturation). Il est le plus souvent soit en sursaturation, du fait de la production

d'oxygène par photosynthèse durant la journée, qui excède les processus de consommation ; soit en sous-saturation la nuit, du fait de la consommation par la respiration et la décomposition de la matière organique (CHAPRA and DITORO, 1992; ODUM, 1956) ; (Forget et al., 2009) ; (Holtgrieve et al., 2010) (Guasch et al., 1998). Le pH se situe généralement autour d'une valeur comprise entre 6 et 7.5 unités pH, mais dans le cas d'un développement végétal important, le pH s'élève au fur à mesure que la photosynthèse consomme du CO₂ (Nimick et al., 2011) ; il peut atteindre alors 9.5 unités pH dans certains milieux hypereutrophe (Moatar et al., 1999a; Moatar et al., 1999b). Les processus biogéochimiques, comme ceux qui produisent les cycles journaliers d'O₂ et du pH ont été analysé depuis longtemps et une littérature importante est disponible notamment pour l'O₂ depuis les travaux pionniers d'Odum, 1956. Ces travaux ont proposé des indicateurs permettant de caractériser le métabolisme écologique des rivières (Mulholland et al., 2001; Mulholland et al., 2005) (Dodds et al., 2013) et des plans d'eau (Staehr et al., 2010a) (Solomon et al., 2013). D'autres cycles journaliers, notamment des gaz dissous, de carbone organique et inorganique dissous, d'éléments traces, de nutriments, d'isotopes stables et de matières en suspension ont reçu une attention beaucoup plus récente (Gammons et al., 2011; Halliday et al., 2014; Nimick et al., 2011; Spencer et al., 2007).

O₂ dissous - La concentration en oxygène dissous en milieu fluvial varie suivant un cycle saisonnier et journalier, caractérisé par des valeurs maximales durant le jour et minimales durant la nuit. Dans les fleuves eutrophes, les variations saisonnières et journalières sont importantes. En Seine, 70% les variations d'O₂ sont expliqués par la saisonnalité dans des secteurs peu influencés par les rejets de la ville de Paris (Vilmin et al, 2016). Dans les milieux hypereutrophes, comme la Loire Moyenne pendant la période 1985-1995 (Khalansky, 1976 ; Crouzet, 1983), les valeurs maximales journalières dépassent 16 mg/l pendant les périodes à fort développement algal, (chlorophylle a > 100 µg/l) conduisant à des sursaturations > 180 % pouvant atteindre 250%, tandis que les valeurs minimales se situent entre 6 et 8 mg/l, avec des saturations comprises entre 80 et 90% (Figures 4.37 et 4.38) (Moatar et al., 2009) (Minaudo et al., 2015). Ainsi, dans ces milieux, l'amplitude de variations journalières est supérieure à l'amplitude saisonnière.

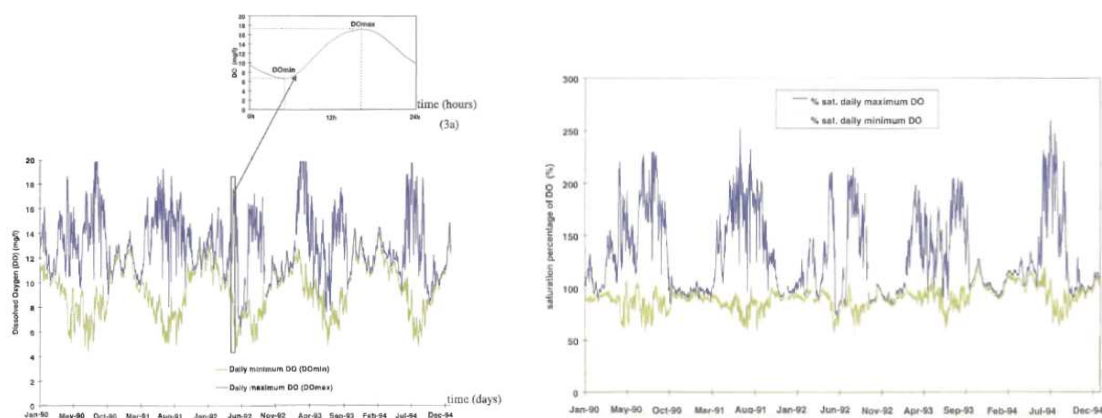


Figure 4.37. Représentation des valeurs minimales et maximales journalières d'oxygène dissous pendant la période 1990-1994 en Loire Moyenne (amont Centre de production nucléaire de Dampierre en Burly) (en mg/l, a et en % de saturation) ; ainsi qu'un exemple type de l'évolution horaire pendant une journée de mai 1992 – données horaires EDF. Source : Moatar et al., 1999b.

Les facteurs de contrôle des variations journalières d'O₂

En milieu fluvial

Les facteurs de contrôle des variations journalières d'O₂ peuvent être classés en 3 groupes (biologiques, physiques et chimiques). D'un point de vue biologique, l'activité photosynthétique par les algues et les macrophytes est le facteur dominant. Des corrélations entre différentes métriques de l'oxygène (oxygène mesurée au matin ou l'après-midi, ou amplitude journalière) et la chlorophylle a

phytoplanctonique ont été rapportées dans la littérature, mais les travaux de synthèse manquent pour différents groupes (algues phytoplanctoniques et benthiques, macrophytes, périphyton...) (Hall et al., 2016). L'activité des algues benthiques plutôt que planctoniques aurait parfois une influence plus forte sur les cycles journaliers, notamment sous influence anthropique (Sabater et al., 2000).

D'un point de vue physique, la température de l'eau, la lumière, le débit et la profondeur de l'eau, les précipitations, la nébulosité, la vitesse du vent, sont les variables les plus citées dans la littérature. La température de l'eau influence plusieurs processus : les processus d'échange avec l'atmosphère qui conditionnent la solubilité de l'oxygène dissous ((HORNBERGER and KELLY, 1975), la respiration et la dégradation de la matière organique, plus prépondérantes dans les milieux sous influence anthropique, comme la Seine en aval de Paris (Escuffier, 2016). En Loire Moyenne, Moatar et al, 2001 ont mis en évidence que la température de l'eau était beaucoup plus explicative pour les concentrations minimales d'oxygène dissous, proches de la saturation (qui ont lieu vers 4 à 5 heure du matin, Moatar, 1997) que pour les concentrations maximales journalières (qui ont lieu vers 17h) et qui dépendent de l'activité photosynthétique du phytoplancton et du débit. Les amplitudes journalières d'oxygène dépendent de l'intensité lumineuse (Moatar et al, 1999, 2009), facteur de contrôle clé de la phytosynthèse (COSBY and HORNBERGER, 1984; SCHURR and RUCHTI, 1977) (Figure 4.38). Certains événements météorologiques ponctuels sont susceptibles de masquer ce cycle journalier de l'oxygène en rivière, comme les épisodes de crues printanières qui arrivent en pleine période de croissance algale.

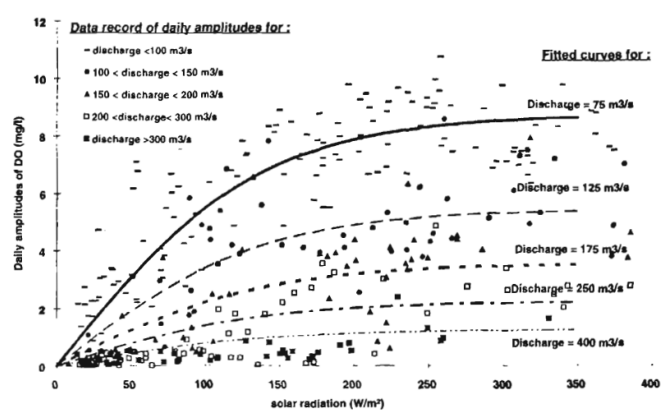


Fig. 10. – Représentation des amplitudes journalières d'oxygène dissous en fonction du rayonnement global journalier.
Fig. 10. – Daily DO amplitudes versus light intensity for five ranges of discharge (measured data and fitted curves).

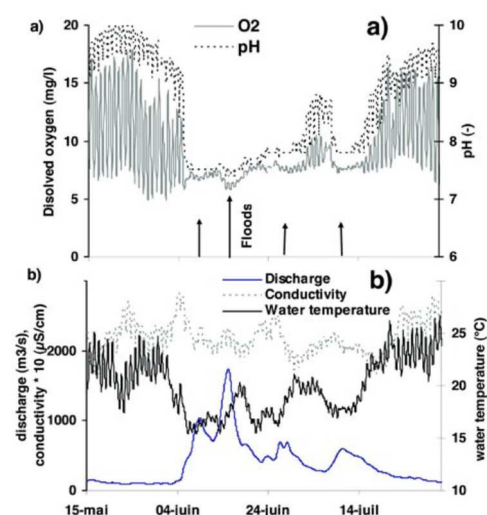


Figure 4.38. Exemple de la Loire Moyenne (1990-1994) : a) Amplitudes journalières d'oxygène dissous en fonction du rayonnement global journalier classifiées suivant 5 classes de débits. Pour une classe de débit donnée, les amplitudes d'O₂ augmentent jusqu'à une valeur maximale de rayonnement, elle-même fonction de la classe de débit. B) évolution des variables physico-chimiques (O₂, pH, conductivité électrique, température pendant la crue d'été de la Loire à Dampierre (période 15 mai – 1 août 1992). Sources :Moatar et al., 2009 ; Moatar et al, 1999.

D'un point de vue chimique, l'apport d'éléments nutritifs influe sur le cycle journalier de l'oxygène en favorisant l'activité photosynthétique. Les processus d'oxydations biogéochimiques dans la colonne d'eau ou les sédiments peuvent aussi avoir une influence sur les variations journalières mais ces types de réactions ne sont pas abordés dans les études qui abordent les variations journalières d'oxygène dissous.

Dans les milieux eutrophes et en climat tempéré, l'activité biologique (l'activité photosynthétique) reste le facteur dominant responsable des variations journalières de l'oxygène dissous pendant la période estivale, alors que durant les périodes plus froides de l'année, les forts débits et les basses températures seraient les facteurs de contrôle dominants (Moatar et al, 2001)

En milieu lacustre

En milieu lacustre, en complément des facteurs de contrôle énoncés ci-dessus, la profondeur de la couche supérieure mélangée (thermocline) déterminée à partir du profil vertical de la température de l'eau est une donnée importante. Elle peut être déterminée de façon manuelle par des profils de température ou déterminés à partir des capteurs de température disposés à plusieurs profondeurs du plan d'eau (Staehr et al., 2010a).

L'analyse longue terme des variations d'oxygène dissous

Du fait de la grande variabilité des processus de production primaire nette dans les milieux eutrophes, l'analyse des évolutions à long terme à partir des mesures en continu d'oxygène dissous est donc une piste intéressante pour estimer l'état trophique d'un milieu. En effet, les capteurs d'oxygène dissous sont maintenant plus robustes et les dérives des appareils sont moindres. Un exemple est fourni ici par l'analyse à long terme des séries acquises depuis la mise en place des centrales nucléaires sur les grands fleuves. Parmi les 4 grands fleuves français, La Loire permet d'observer l'évolution de l'eutrophisation depuis 1990 (Figure 4.39) (Moatar et al, 2009, (Minaudo et al., 2015).

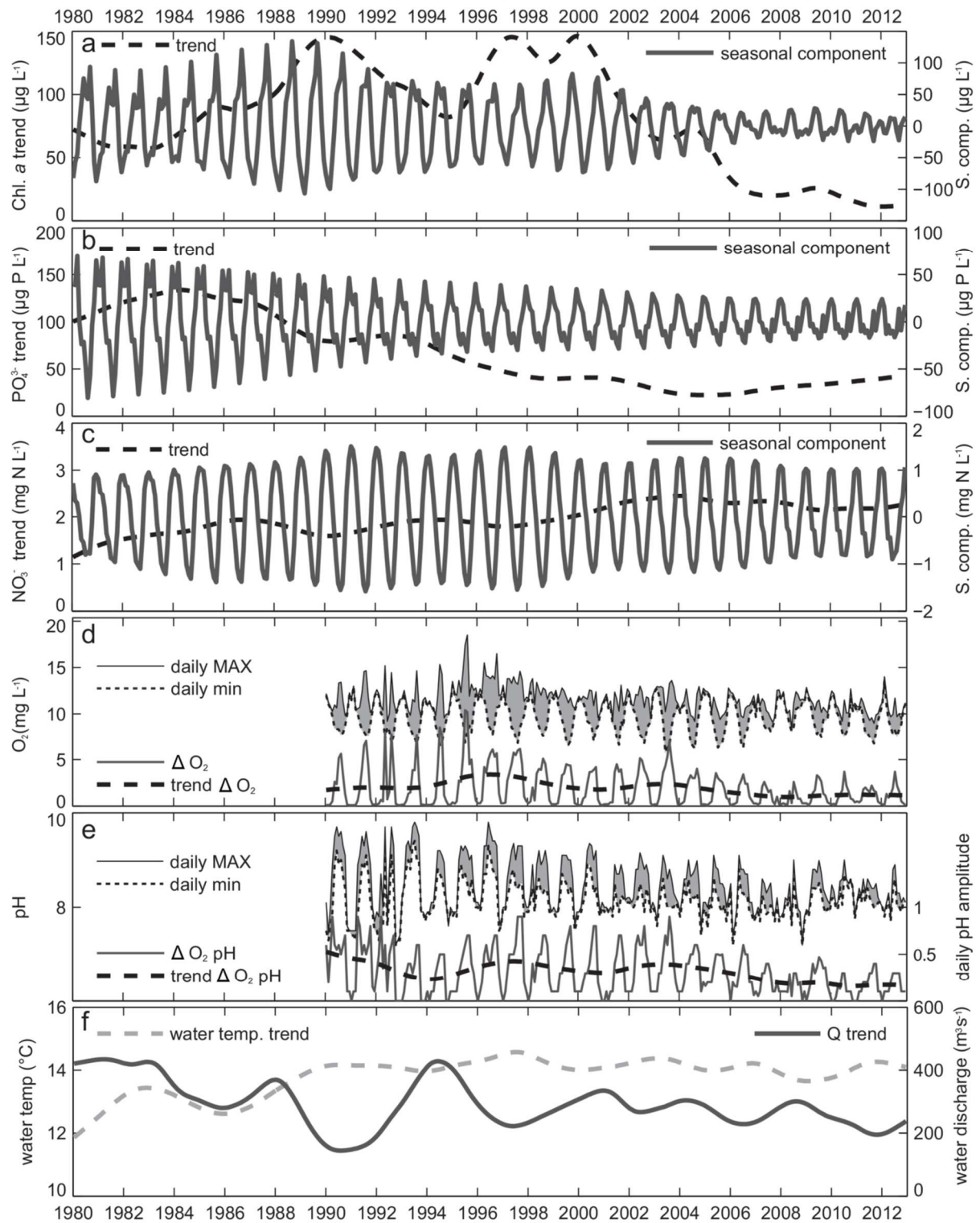


Figure 4.39. Analyse des tendances et des composantes saisonnières des moyennes et amplitudes journalières à la station de Villandry (Chl_a, PO_4 , NO_3 , débits) et Avoine (pH, O_2 , température). Source : Minaudo et al., 2015.

Les indicateurs fonctionnels du métabolisme (P, R, P/R) calculés à partir des variations O₂

La production primaire (phytoplancton, macrophytes), la respiration du benthos et des bactéries et diffusion à travers la surface d'eau interagissent pour produire la variation journalière d'oxygène dans les eaux courantes (Odum, 1958) et plans des d'eaux (Cole et al., 2000) (Coloso et al., 2008; Coloso et al., 2011a; b). La variation d'O₂ au cours de la journée peut donc être utilisée pour calculer ces trois grandeurs comme indiqué par Odum, 1958. Le ratio entre production primaire brute (P) et respiration (R) a été utilisé pour caractériser le fonctionnement écologique le long d'un continuum longitudinal dans des rivières naturelles (VANNOTE et al., 1980) avec des valeurs P/R < 1 dans les têtes de réseau hydrographique, P/R = 1 dans les secteurs médians et à nouveau P/R < 1 dans les rivières larges et estuaires. Ce concept confirmé de façon expérimentale ou par modélisation permet ainsi de classer les communautés écologiques en fonction de leurs caractéristiques trophiques (Garnier and Billen, 2007; Lovett et al., 2006). Nous présentons ici les travaux permettant de caractériser ces grandeurs à partir des mesures en continu d'oxygène dissous.

Plusieurs méthodes de bilan de masse d'O₂ ont été proposées pour déterminer les deux indicateurs caractérisant le métabolisme des écosystèmes (production primaire brute et respiration) à condition de connaître le taux de mélange, de diffusion et d'échange de l'O₂ avec l'atmosphère, à partir des variations journalières d'O₂ en un point ou en entrée et sortie d'un tronçon (Odum, 1958). Elles sont surtout utilisées pour les rivières et plans d'eau eutrophes, dans lesquels production primaire et respiration sont beaucoup plus importantes que les échanges avec les zones hyporhéiques (McCutchan et al., 2002) alors que les échanges avec l'atmosphère sont estimés à partir de relations empiriques ou des traceurs (MARZOLF et al., 1994).

Chapra and Di Toro, 1991 ont développé la méthode « Delta » qui utilise la moyenne du déficit d'oxygène par rapport à la saturation, l'amplitude diurne du déficit et le temps d'apparition du minimum de déficit dans la journée. Wang et al, 2003 propose une simplification de la méthode, en utilisant les déficits maximum et minimum. Plus récemment, des mesures isotopiques d'oxygène dissous du 16O et 18O, ou 16O, 17O et 18O ont été utilisées comme traceurs naturels des processus métaboliques dans les océans et rivières larges où le débit peut être estimé comme étant stable. Cependant ces méthodes introduisent des incertitudes rarement prises en compte. (Holtgrieve et al., 2010) , ont proposé une méthode statistique Bayésienne permettant de quantifier les incertitudes.(Escoffier et al., 2016) ont utilisé la méthode de variation journalière sur une seule station de mesures en continu d'oxygène dissous, revisitée par (Staehr et al., 2010a; Staehr et al., 2010b) pour déterminer l'évolution au cours de l'année de la production primaire brute (P), la respiration (R) de la Seine en aval de Paris, fleuve anthropisé, soumis à des blooms phytoplanctoniques de façon épisodique. Les données nécessaires sont les mesures en continu d'O₂, de température de l'eau, de radiation solaire, la vitesse de l'eau et du vent, la profondeur de l'eau (h).

$$\frac{dO_2}{dt} = P(t) + K_a (O_{2sat}(t) - O_2) - R(t) \pm A(t)$$

Le deuxième terme de l'équation caractérise l'échange d'O₂ entre l'eau et l'atmosphère à travers un coefficient de réoxygénation (K_a, déterminé généralement par des formulations empiriques en fonction de la profondeur de l'eau, de la vitesse du vent, de la vitesse du courant) et l'écart d'oxygène à la saturation (fonction de la température de l'eau, et éventuellement salinité et pression barométrique). Le terme d'advection A(t) intègre l'influence des échanges avec le sédiment ou des apports externes (comme par exemple les flux hyporhéiques) dans le bilan de masse.

La variabilité des indicateurs métaboliques estimés à l'échelle journalière au cours d'une année et la mise en évidence des blooms phytoplanctoniques sur des périodes de quelques jours comme en juillet 2011 montrent l'intérêt des mesures en continu (toutes les 15min) des paramètres (O₂, température, conductivité, turbidité, chlorophylle totale et groupes d'algues, radiation solaire, paramètres météorologiques) (Figure 4.40) (Escoffier, 2016).

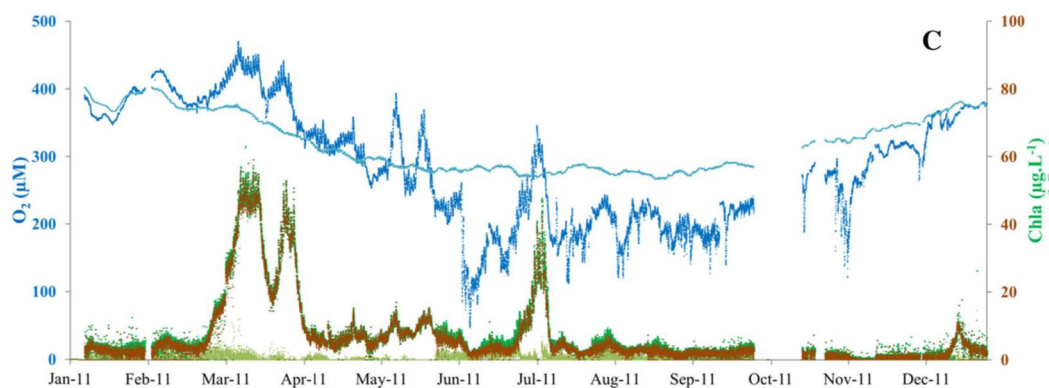


Figure 4.40. Séries d'oxygène dissous (valeurs à saturation et valeurs mesurées), de chlorophylle a totale (en vert) et les contributions des algues brunes (en marron) et vertes (vert clair) mesurés en 2011 par les capteurs du projet CarboSeine, station Bougival, pk=705. Source : Escoffier, 2016.

La Seine en aval de Paris est hétérotrophe ($P/R < 1$), mais elle montre une autotrophie pendant les blooms phytoplanctoniques qui ont lieu au printemps et en début d'été. La production primaire est contrôlée par la chlorophylle a, la température de l'eau, la lumière et la pluie, tandis que la respiration est contrôlée par la température de l'eau et dans une moindre mesure par la chlorophylle a. (Escoffier et al., 2016) (Figures 4.40 et 4.41). Ces études montrent donc que les métriques journalières déterminées à partir des mesures en oxygène dissous pourraient être utilisés pour mettre en évidence des changements dans le métabolisme des rivières, fleuves et estuaires (Etcheber et al., 2011; Moatar et al., 2009).

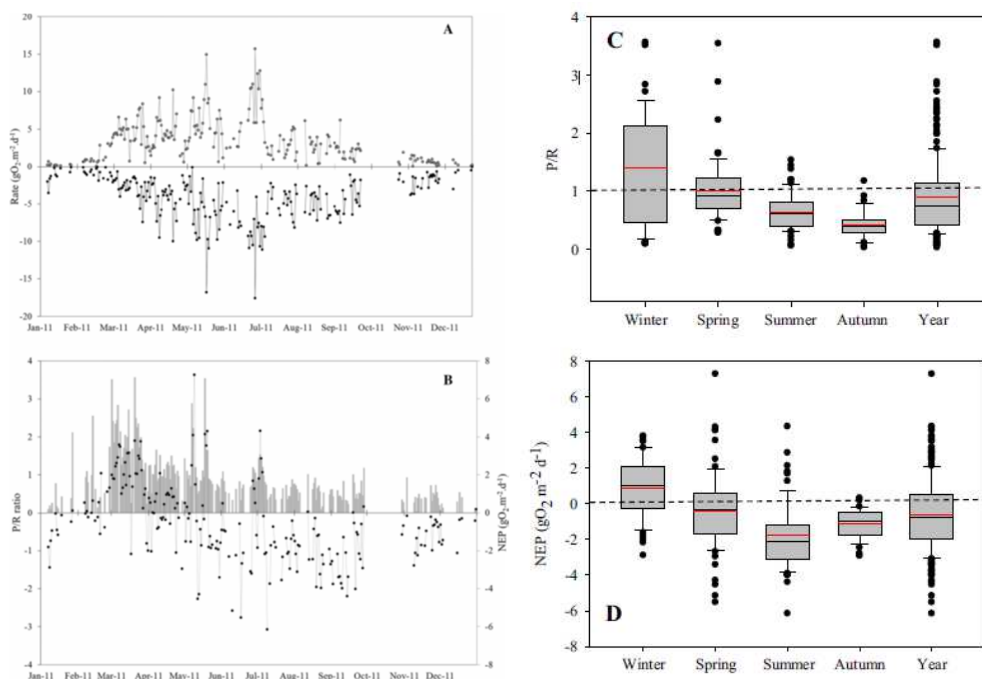
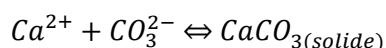
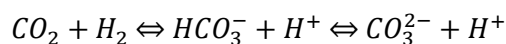


Figure 4.41. Evolution journalière et saisonnière de la production primaire globale, de la respiration, du rapport P/R, la production nette de l'écosystème NEP. Source : Escoffier, 2016.

pH et CO₂

Le pH mesure le degré d'acidité ou de basicité d'une eau par la concentration en ions [H⁺] (pH = -log(H⁺)). En milieu eutrophe, le pH est largement dépendant de l'équilibre calco-carbonique, lui-même dépendant de la production photosynthétique et de la respiration qui régulent le CO₂ dissous (Bowes et al., 2009; Neal et al., 2002) à travers une succession de réactions sous contrôle de constantes d'équilibre.



Ainsi des variations rapides dans la concentration du CO₂ dissous du fait de la photosynthèse et de la respiration dans les milieux aquatiques eutrophes, génèrent des cycles journaliers importants de pH conditionnant la production et la dissolution de la calcite (Cicerone et al., 1999; Neal et al., 2002). (Tobias and Bohlke, 2011) (Guasch et al., 1998). Plusieurs exemples peuvent être trouvés dans la littérature en rivière (Neal et al., 2002), en estuaire (Abril et al., 2003) ou dans les lacs (Hamilton et al., 2009)

En Loire Moyenne, un lien étroit a pu être mis en évidence au début des années 1990 entre la prolifération maximale des algues planctoniques pendant la période estivale (Picard and Lair, 2005), l'augmentation de pH et la production de la calcite (Grosbois et al., 2001). Pour que de la calcite puisse précipiter dans la masse d'eau, des conditions chimiques et physiques doivent être réunies, phénomène bien visible dans les plans d'eau : les eaux doivent être calmes, chaudes et sursaturées vis-à-vis de la calcite. Ce phénomène connu dans les plans d'eau carbonatés eutrophes (STABEL, 1986), n'est très que rarement décrit pour les rivières. Dans les eaux de la Loire moyenne bicarbonatées calciques (HCO₃⁻, Ca) avec des concentrations beaucoup plus fortes pendant la période d'étiage avec des fortes températures estivales (Moatar and Gailhard, 2006), des profondeurs et vitesses faibles, ces conditions sont réunies. L'activité photosynthétique/respiration des blooms phytoplanctoniques entraîne des maximums de chlorophylle a, de CO₂ dissous, ainsi que des minimums de nutriments. Cela engendre aussi des augmentations de pH et une perturbation de l'équilibre des carbonates dissous favorables à la précipitation de calcite. Ces phénomènes ont pu être étudiés dans la Loire à travers l'observation au microscope des frustules de diatomées servant de nucléus à la formation d'un agrégat de cristaux de calcite (Grosbois et al, 2001). Dans la carotte sédimentaire prise dans la plaine alluviale de la Loire à l'entrée à l'estuaire la signature de l'eutrophisation est bien visible après 1950 à travers la calcite précipitée endogénique (Grosbois et al., 2012).

Importance des valeurs extrêmes de pH

Les valeurs maximales de pH peuvent s'avérer mortelles pour les poissons (Lease et al., 2003). Par exemple dans les lacs hypereutrophes Upper Klamath et Agency de l'Oregon, les pics de pH en été excèdent fréquemment les valeurs critiques pouvant réduire la croissance et nuire à la survie des poissons (Kann and Smith, 1999) (Figure 4.42). La mesure en continu du pH est donc d'importance dans les milieux eutrophes afin de détecter les événements périodiques extrêmes.

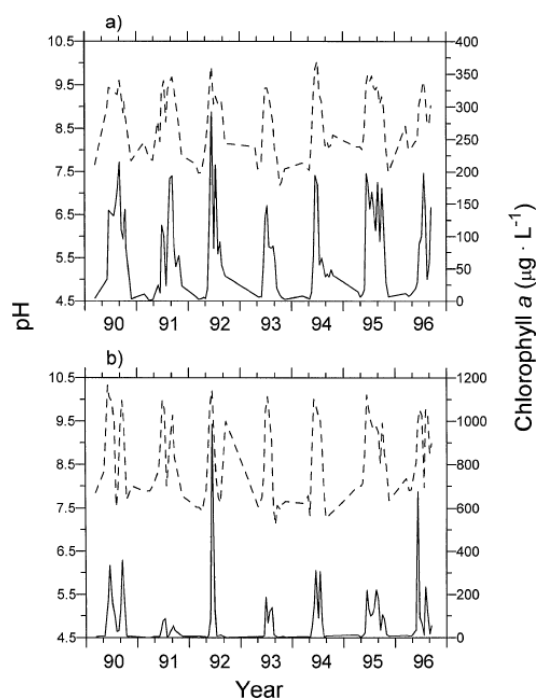


Figure 4.42. Variations saisonnières du pH et de la chlorophylle a dans : a) Upper Klamath Lake and b) Agency Lake Oregon. Source : Kann and Smith, 1999.

Prise en compte des variations journalières de O₂ et pH dans les réseaux de suivis

Les variabilités journalières de l'O₂ et du pH sont rarement prises en compte dans les protocoles de suivi de la qualité de l'eau. Ces deux grandeurs sont dans la plupart des cas mesurées de façon ponctuelle pendant le jour, c'est-à-dire quand la concentration de l'oxygène est la plus élevée. De plus l'heure de la mesure n'est que rarement consignée dans les banques de données, ce qui empêche à posteriori d'avoir recours à des modélisations afin de retrouver un cycle journalier en fonction d'autres paramètres. Ces valeurs ne sont donc pas représentatives des conditions d'oxygénation réelle des cours d'eau. La comparaison des données obtenues pour plusieurs stations ou rivières est donc très hasardeuse. De plus, la comparaison des plus faibles mesures obtenues sur une période de 24h pour l'oxygène dissous montre que ces valeurs se situent toujours en dessous des mesures ponctuelles réalisées dans le cadre des réseaux de surveillance. Les conditions d'oxygénation sont ainsi surestimées, suggérant ainsi une bonne oxygénation alors que des concentrations très faibles peuvent survenir la nuit. Vilmin et al, 2016 ont montré pour la Seine, le changement de classe de qualité lié à la fréquence des suivis de l'oxygène dissous.

Dans les plans d'eau, plusieurs travaux mentionnent que l'oxygène dissous devrait être mesuré à plusieurs endroits pour avoir une estimation des conditions moyennes d'oxygénation pour une période de temps donné grâce aux mesures haute-fréquence qui sont maintenant plus accessibles (Staehr et al., 2010a). En effet, les sondes d'O₂ et pH sont aujourd'hui plus robustes qu'au début des années 1990, l'entretien et la calibration étant plus opérationnels. Les mesures en continu d'O₂ et de pH permettent ainsi d'obtenir des informations importantes sur la succession des développements phytoplanctoniques (Zang et al., 2011).

4.1.4.3. Indicateurs biologiques d'impact

4.1.4.3.1. Introduction

Yves Souchon

Irstea Lyon

Dans ce chapitre, nous essayons de dégager la capacité de discrimination des indicateurs biologiques vis-à-vis du processus d'eutrophisation et de ses manifestations. La littérature foisonnante sur la bioindication est très complexe à analyser pour isoler la part d'altération due au seul processus d'eutrophisation et plus difficile dans les cours d'eau que dans les lacs : pour l'Europe et les milieux aquatiques continentaux, Birk et al. (2012) ont recensé pas moins de 300 méthodes utilisées par les différents pays ! Elles s'adressent à différents groupes (végétaux, macroinvertébrés, poissons,...) et différents milieux et sont souvent proposées par des communautés scientifiques souvent cloisonnées par groupe biologique ou par milieu. Historiquement, les travaux sur la bioindication se sont intéressés aux pollutions dominantes des différentes époques, pollutions organiques dès le début du 20^{ème} siècle (Kolkwitz and Marsson, 1908 et 1909)⁷, où les rejets ponctuels n'étaient pas traités, puis par une reconnaissance progressive de la part des altérations physiques de l'habitat dans l'expression des communautés observées et enfin, plus récemment, par un consensus sur la complexité des altérations rencontrées et sur leurs effets multi stress (Ormerod et al., 2010 ; Hering et al., 2015).

Au tournant des années 80, l'écologue nord-américain James Karr a beaucoup influencé la bioindication, en posant les bases d'une **évaluation générale de l'état d'intégrité des milieux aquatiques** (Karr, 1991). Cette méthodologie repose sur le calcul **d'indices multimétriques** à partir des communautés de poissons ou d'invertébrés. Ainsi à l'examen traditionnel de la diversité des espèces ou des taxons présents, et à leur degré d'affinité pour la matière organique (saprobie), c'est-à-dire une pollution organique majoritaire, Karr ajoute une lecture plus écologique et plus fonctionnelle en examinant les caractéristiques ou les traits des espèces présentes, en termes d'exigences alimentaires, de propriétés de reproduction... et propose de comparer les communautés observées à des communautés de référence régionales. D'abord mis au point pour les poissons dans la région des grands lacs Laurentiens aux USA à la richesse taxonomique très élevée et aux spécialisations écologiques marquées⁸, l'Indice Biotique Poisson ou IBI (Fausch et al., 1990), a été adapté dans différentes régions (IBI France, Oberdorff et al., 2002) et étendu aux macroinvertébrés (Kerans et Karr, 1994).

Les débats scientifiques soulevés lors de ces publications princeps demeurent d'actualité : comment définir des référentiels régionaux ? ou au contraire comment s'en affranchir pour rendre les indices plus généraux ?, quelle(s) référence(s) considérer ?, comment adapter la logique à des communautés pauvres en espèces et peu spécialisées (ubiquité des traits) ? quels traits prendre en compte ? quelles sont les formes de réponse des indices par rapport aux pressions ? quelles sont les pressions réellement prises en compte ? avec quelle précision sont-elles décrites ? existe-t-il des points de rupture dans ces réponses ?, à quels seuils de pression se produisent-ils ?

⁷ Ces auteurs sont les premiers à développer le concept de saprobie (degré de pollution) des cours d'eau, en « notant » la faune en fonction de son comportement vis-à-vis du degré de contamination par la matière organique (essentiellement par des rejets ponctuels) et du déficit en oxygène associé.

⁸ Les USA abritent 822 espèces de poissons d'eau douce (Baron et al., 2002), avec un nombre très important à l'est (ex. Ohio et haut bassin du Mississippi, 405 espèces dont 134 endémiques), qui décroît vers l'ouest (la région « Californian » comptant 192 espèces dont 97 endémiques) (Matamoros et al., 2016).

En comparaison, l'Europe abrite moins d'espèces autochtones soit 546 dont 80 % d'endémiques et seulement environ 280 au sein des 27 pays de l'UE, et également un gradient de décroissance du nombre d'espèces de l'est vers l'ouest.

<http://biodiversity.europa.eu/topics/species/freshwater-fishes>

Ainsi le bassin du Danube compte de 60 à 80 espèces, alors que celui de fleuves plus à l'ouest comme le Rhin, la Seine ou la Loire sont dans une fourchette inférieure de 20 à 40 espèces (Oberdorff et al., 2011)

Ces différentes questions fournissent les éléments d'une lecture critique de l'abondante littérature sur la bioindication, ici pour juger de son efficacité à bien discriminer l'eutrophisation. Kelly (2013) remarque par ailleurs que l'évaluation de cette littérature déjà compliquée en soi d'un point de vue scientifique, se double de la nécessité de l'apprécier par rapport à son utilité dans un processus de gestion (pertinence du diagnostic pour identifier les causes de dégradation et les corriger).

Avant d'aborder les propriétés de la bioindication pour chaque groupe et leur capacité à répondre aux gradients d'eutrophisation, il nous a semblé nécessaire de présenter un état de l'art des relations entre les paysages terrestres (landscape), les paysages aquatiques (riverscape, contraction de river et de landscape) et les réponses biologiques des hydrosystèmes, qui constituent les espaces observables soumis à de multiples pressions, au sein desquels peut se rajouter des excès de flux de nutriments, responsables de l'eutrophisation.

La pertinence des relations pressions impacts qui vont se dégager des différentes tentatives de la littérature dépend grandement de la qualité de la prise en charge de ce contexte général, et de la donnée mobilisée pour le décrire.

Une mise en situation dans le bassin versant et une prise en compte des altérations multiples sont indispensables

Un des premiers auteurs en écologie aquatique à avoir parlé de la nécessaire contextualisation spatiale des études à une échelle suffisamment large est Hynes, limnologue canadien qui en avait posé les bases dans sa conférence de 1975 à la Société Internationale de Limnologie « Edgardo Baldi Memorial Lecture » : il soulignait que la vallée définissait le cours d'eau (« the valley rules the stream ») et recommandait de toujours garder cela à l'esprit (« we must not divorce the stream from its valley in our thoughts at any time »). Mais il complétait son propos en disant aussi que la combinaison des sols, du climat et de la végétation conduisait à une organisation souvent unique (« every stream is likely to be an individual and thus not very easily classifiable »), soulignant si besoin était la difficulté d'établir des lois générales en écologie.

On doit à Allan (2004) une synthèse très citée des relations existant entre les paysages terrestres, les paysages aquatiques et le fonctionnement biologique. Les principaux mécanismes en jeu sont rappelés dans le Tableau 4.15.

Tableau 4.15. Principaux mécanismes par lesquels les modifications des usages des sols dans les bassins versants influencent les hydrosystèmes. Adapté de Allan (2004).

Mécanisme environnemental	Effets physiques	Références
Sédimentation	Augmentation de la turbidité et de l'abrasion	Burkhead et Jelks, 2001
	Diminution de la porosité du substrat par colmatage	Hancock, 2002
	Réduction de la profondeur des mouilles par remplissage	Henley et al., 2000
	Substrat moins favorable pour le périphyton et la production du biofilm	Quinn, 2000
	Réduction des habitats pour les macroinvertébrés et pour la reproduction des poissons lithophiles	Sutherland et al., 2002 Walser et Bart, 1999
	Réduction de la production primaire et de la qualité de nourriture conduisant à des effets ascendants sur les réseaux trophiques	Wood et Armitage, 1999
Enrichissement en nutriments	Augmentation de la biomasse et de la production autotrophe	Carpenter et al., 1998
	Modification de la composition des assemblages, prolifération d'algues filamenteuses, notamment si la lumière n'est pas limitante	Delong et Brusven, 1998 Lenat et Crawford, 1994
	Accélération de la décomposition des litières avec parfois déficit en O ₂ et remplacement d'espèces sensibles par des espèces plus tolérantes, souvent non natives	Mainstone et Parr, 2002 Niyogi et al., 2003
Pollution par contaminants	Augmentation des métaux lourds, des molécules synthétiques, et des organiques toxiques en suspension, associés aux sédiments fins et aux tissus	Clements et al., 2000 Cooper, 1993 Kolpin et al., 2002
	Augmentation des déformations, des taux de mortalité et impacts sur l'abondance, la dérive et l'émergence des invertébrés	Liess et Schultz, 1999 Rolland, 2000
	Altération de la croissance, de la reproduction, de la condition et de la survie des poissons	Schultz et Liess, 1999
	Atteintes du système endocrinien ; évitements physiques	Woodward et al., 1997
Altérations hydrologiques	Modifications de l'évapotranspiration, entraînant des altérations du régime des crues (plus intenses et plus fréquentes) et des étiages (plus prononcés et plus longs)	Allan et al., 1997 Paul et Mayer, 2001 Poff et Allan, 1995
	Effets sur les processus d'érosion et la morphologie des lits	Walsh et al., 2001
	Pluies plus intenses s'accompagnent d'une augmentation des lessivages et du transport des nutriments et des contaminants	Wang et al., 2001
	Effet accentué quand les sols sont imperméabilisés (urbain), drainés et compactés (rural)	
Altérations de la ripisylve	Réduction de l'ombrage avec augmentation des températures et plus grande ouverture à la lumière, favorisant la production primaire	Bourque et Pomeroy, 2000 Findlay et al., 2001
	Diminution de la stabilité des berges, de l'apport de matière organique grossière d'origine terrestre ; réduction de la fonction filtre par rapport aux sédiments	Gregory et al., 1991 Gurnell et al., 1995 Lowrance et al., 1984
	Modification de la quantité et de la nature du carbone organique dissous	Martin et al., 1999
	Modification des structures trophiques	Osborne et Kovacic, 1993
		Stauffer et al., 2000
Altération de la fourniture en gros débris ligneux	Réduction de ce substrat pour la reproduction, l'habitat et l'abri	Ehrman et Lamberti, 1992
	Perte de la capacité de stockage localisé de sédiment et de matériel organique	Gurnell et al., 1995 Johnson et al., 2003
	Réduction de la dissipation interne d'énergie	Maridet et al., 1995
	Altération de l'hydraulique locale	Stauffer et al., 2000
	Modification de la diversité des macroinvertébrés benthiques et des poissons ainsi que des fonctions des communautés	

Ces mécanismes interagissent de façon directe et indirecte au sein des bassins versants, selon le schéma fonctionnel de la fig. 4.43.

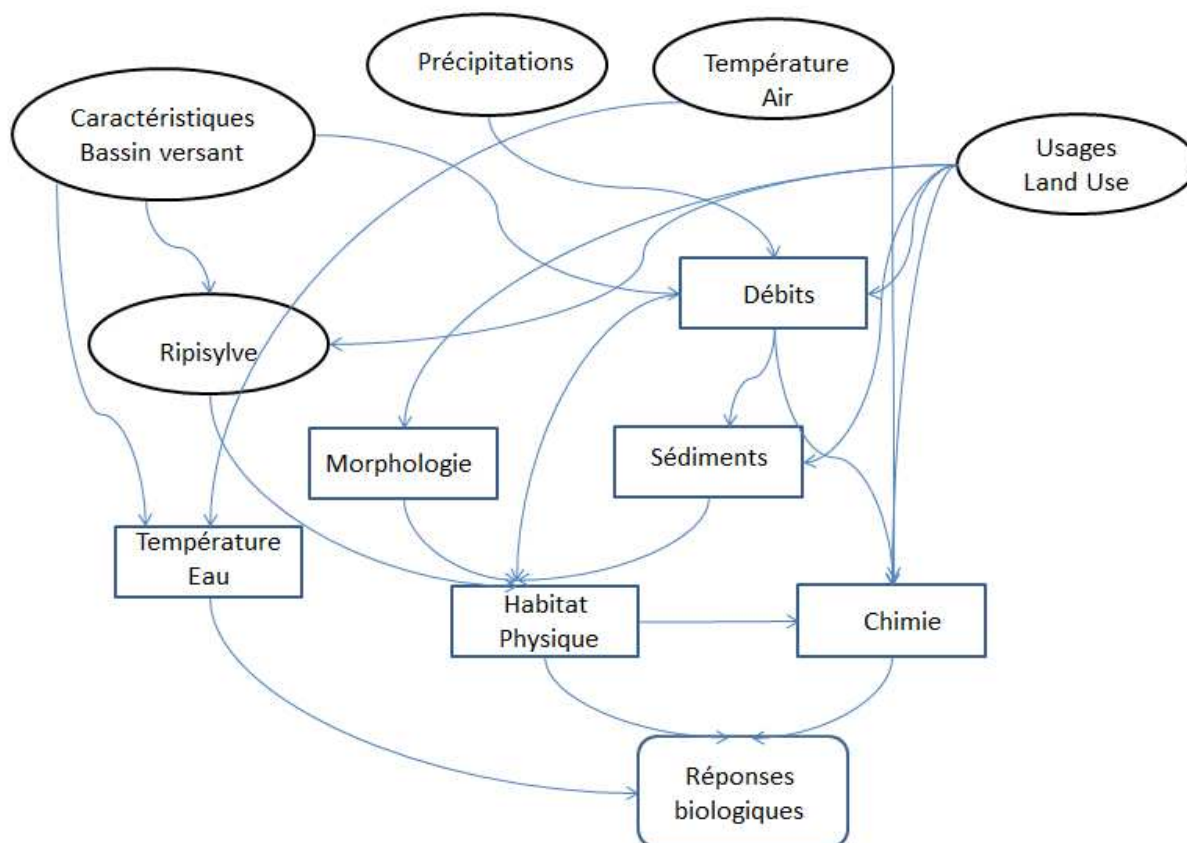


Figure 4.43. Contextualisation des réponses biologiques dans un ensemble fonctionnel liant les caractéristiques des bassins versants, les variables climatiques et les usages aux compartiments physiques, chimiques et biologiques des hydrosystèmes.

Bassins à dominante agriculture

Pour comprendre cette notion de pressions multiples engendrées par une force motrice, Johnson et al. (2017) prennent l'exemple de l'impact de l'agriculture. Elle exerce des pressions très fortes combinées sur un même espace qui altèrent l'intégrité des cours d'eau partout dans le monde. Des concentrations élevées de nutriments accroissent la productivité primaire et diminuent les concentrations en oxygène (Hynes, 1970), l'export de sédiments fins depuis les sols en culture entraîne des pertes d'habitat (Piggott et al., 2012) et les pompages pour l'irrigation modifient le régime hydrologique et la connectivité (Lange et al., 2014). En plus de ces altérations qui touchent directement le cours d'eau, l'extension des terres cultivées s'accompagne très souvent de réductions ou d'éliminations de la ripisylve, ce qui a pour conséquence la perte de l'effet d'ombrage et une augmentation de la température de l'eau estivale (Johnson et Almlöf, 2016), la perte des effets tampons et la perte de ressources trophiques (en p. feuilles qui sont une des principales sources de nourriture allochtone pour les macroinvertébrés benthiques déchetueurs, Statzner et Beche, 2010). Une température plus élevée accentue les autres facteurs de stress (nutriments, sédiments), comme l'ont montré Piggott et al. (2015). S'y ajoutent les effets du drainage sur les flux, d'autant plus intenses que les drains débouchent directement au cours d'eau (Petersen, 1992), ou encore les chenalisations des cours d'eau ou les assèchements de zones humides liées au génie rural (rectifications et approfondissement en canaux d'évacuation hydraulique) (Wasson et al., 1998 ; Williams et al., 2015). Différents contaminants parviennent au cours d'eau en provenance des bassins versants sur lesquels ils ont été épandus, si bien que les flux désormais mesurés par les systèmes de surveillance sont des mixtures des différentes molécules chimiques utilisées

(Schreiner et al., 2016, qui ont analysé les données de 4500 sites et 56 000 échantillons en Allemagne, France Pays Bas et USA).

Par conséquent, une grande majorité des situations observables sont soumises à de multiples facteurs de stress, tant physiques (hydrologie et morphologie) que chimiques ; elles diffèrent entre contextes géographiques et économiques et dépendent aussi d'héritages des modes d'occupation humaines du passé.

Bassins à dominante urbaine

Dans leurs revues, Paul et Meyer (2001) soulignent d'abord que la définition de « urban » dans la littérature n'est pas toujours précise et que le seul critère de densité de population est parfois insuffisant pour tenir compte de l'impact de conurbations, incluant des zones périphériques imperméabilisées, mais peu densément peuplées⁹. Nous ajoutons que la notion de « urban stream » dans la littérature des Etats Unis peut concerner des cours d'eau ayant conservé un espace de mobilité important sans endiguement (ex. Bernhardt et Palmer (2007) pour des cours d'eau du Maryland), à la différence de très nombreuses situations urbaines européennes plus artificialisées.

Les effets majeurs des emprises urbaines sont relatifs à l'augmentation de l'imperméabilisation des sols, qui a pour conséquence de modifier drastiquement le signal hydrologique (réponse plus rapide et plus intense aux précipitations) et en cascade la morphologie des cours d'eau qui vont ajuster leur format de dissipation d'énergie, en augmentant leur nouveau gabarit aux débits de crue augmentés, et provoquer des instabilités et des érosions de berge. A ces modifications physiques marquées, se surajoutent des augmentations de flux de nutriments, de métaux, de pesticides et d'autres contaminants, par rejets directs ou lessivage de surfaces imperméabilisées.

Sans détailler plus avant les différentes interrelations, on voit que la notion de facteurs multiples de stress recouvre une réalité différente de celle des univers à agriculture dominante, avec d'autres intensités de forçages et de flux de divers ordres.

Sans compliquer à l'envi, la probabilité est grande pour certaines stations d'observation à analyser d'être situées dans un paysage mixte, aux influences à la fois agricoles et urbaines, auxquelles s'ajoutent les transferts de flux hérités et cumulés de l'amont.

L'efficacité des relations pressions impacts qui sont établies dépendent par conséquent du choix et de la finesse des variables de description de ces situations hétérogènes

Les recherches sur les effets des stressseurs multiples font désormais suite à une décennie de recherches sur la mise en conformité des bioindicateurs européens (DCE)

Depuis l'entrée en vigueur de la DCE en 2000, il y a eu une véritable effervescence au niveau européen pour moderniser les systèmes d'évaluation, à savoir redéfinir les réseaux de surveillance, caler les référentiels, mettre en place les suivis, moderniser les méthodes d'évaluation biologique et les intercalibrer (faire en sorte que des méthodes différentes au sein de chaque pays de l'UE produisent une gamme de résultats similaires pour l'étalonnage des gradients d'état écologique).

Une grande partie de l'énergie disponible de la recherche en hydrobiologie a été consommée dans ce processus, notamment pour transformer les indices pré existant en indices multi-métriques, capables

⁹ Ces auteurs précisent à juste titre qu'il faut distinguer l'écologie dans les villes qui étudie les relations entre l'homme et la ville comme un écosystème de l'écologie urbaine, discipline qui mobilise des concepts de l'écologie dans des applications techniques

de rendre compte d'un état de santé général des masses d'eau. Cela a abouti parfois à une complexification qui pourrait s'avérer contreproductive vis-à-vis de l'esprit général de la DCE (Hering et al., 2010), qui était de tirer le maximum de parti du caractère intégrateur de la biologie pour améliorer la gestion et la préservation des hydrosystèmes. Certains auteurs comme Moss et al. (2003) ou Peeters et al. (2009) ont plaidé d'ailleurs le maintien des caractérisations plus simples (e.g. transparence de l'eau), mais se sont vus opposer qu'effectivement cela suffisait à évaluer des situations simples comme des lacs de plaine de faible profondeur où l'eutrophisation est la seule altération, mais pas toute la gamme de situations européennes qui comprend aussi des lacs plus grands, plus profonds et stratifiés, et où l'eutrophisation n'est pas la pression dominante (Hering et al., 2010).

Finalement après 10 ans (2000-2010) d'approfondissement méthodologique centré sur l'amélioration des indices de bioindication, effort qui se poursuit, les questionnements scientifiques qui ont émergé concernent les contextes multi pressions et donc multi stress (Hering et al., 2010, voir aussi chap. précédent), majoritaires en Europe, mais également dans le monde.

Les tendances récentes de la littérature

Les scientifiques s'interrogent désormais :

- sur l'effet combiné des changements globaux assortis de changements de structure des paysages et de types de production agricole et des régimes thermiques et hydrologiques, des excès de sédiments fins, des nouvelles substances toxiques, des espèces invasives, de la fragmentation des cours d'eau et des plaines alluviales et des altérations physiques,
- sur les variables pertinentes pour les décrire,
- sur les jeux de données suffisamment documentés, en particulier dans la durée,
- sur les méthodes statistiques appropriées pour isoler les différents effets (montée en puissance récente forte des mots clés « untangling », « disentangling » « decomposing » les effets de multiple stressors...dans la littérature internationale de ces dernières années),
- sur une meilleure utilisation des propriétés écologiques des taxons biologiques (e.g. traits),
- sur le choix et la combinaisons de modèles de différentes natures pour gérer cette complexité, garder l'information sur les liens entre pressions, états et réponses ou construire des scénarios prenant en charge certaines remédiations (ex. réduction spatialisée des flux de nutriments en fonction de la répartition spatiale des mesures agri environnementales).

Les recherches effectuées dans le cadre de la DCE ont permis de constituer des jeux de données pan européens¹⁰ sans précédent, qui seront fort utiles pour les recherches futures. Il n'en demeure pas moins que ce travail de compilation à cette échelle comporte des limites liées à la nature et à l'hétérogénéité des données (alignement sur le niveau de renseignement le plus grossier), obligeant parfois à recourir à des proxys très généraux : par exemple, Argillier et al. (2013) regrettent quelque peu de ne pouvoir utiliser que le pourcentage de terres non cultivées dans le bassin (Corine Land Cover) et 4 mesures in situ annuelles de P pour caractériser le gradient de pressions « eutrophisation » et construire un indice poisson lac ; ces auteurs signalent également un biais géographique de répartition des cas mobilisables, avec, dans leur étude, une sur représentation des lacs nordiques, qui ont bénéficié par le passé de suivis densifiés pour étudier les phénomènes d'acidification qui touchait le nord de l'Europe.

D'autres auteurs, arguant du fait d'une déjà bonne connaissance des effets écologiques négatifs liés à chacune des pressions, mettent l'accent sur le **recensement et la cartographie des pressions** à différentes échelles depuis le monde entier, les océans jusqu'à des zones à forts enjeux. On peut signaler, sans recherche d'exhaustivité, les travaux de Vörösmarty et al. (2010) pour les grands cours d'eau du monde,

¹⁰ EU 7th Framework WISER project

Schmidt-Kloiber A., Vogl R., Moe J. & Strackbein J. 2010. WISER metadatabase. Version: November 2010. Available at <http://www.wiser.eu/results/meta-database/>

de Halpern et al.¹¹ (2008, 2015) pour les océans, Allan et al. (2013) et Smith et al. (2015) pour les grands lacs Laurentiens. Par ailleurs, il est clair qu'une des composantes importantes du paysage de pressions concerne l'hydrologie et la morphologie, qui influencent le processus d'eutrophisation, par le biais des temps de résidence ou de l'insolation (morphologies naturelles susceptibles de métaboliser les nutriments ou morphologies simplifiées qui accélèrent les flux ; ripisylves qui régulent l'ombrage...). Ces éléments sont en général mal décrits ou décrits à un grain trop grossier par rapport aux structures de paysage d'intérêt ou par rapport à l'échelle de réalisation des processus (ex. l'échelle Corine Land Cover, couche de données numériques sur l'occupation des sols européens qui est documentée à une maille moyenne de 20 ha, est trop large pour bien rendre compte des couverts boisés le long de cours d'eau, Tormos et al., 2011, 2013).

Partant de ce constat, différentes initiatives de construction de nouvelles couches de **données physiques mieux documentées** pour des analyses à large échelle ont vu le jour : pour la totalité des USA (Esselman et al., 2011 ; Wang et al., 2011) ou pour la région des grands lacs (Wang et al., 2015).

Il faut signaler qu'un effort particulier a été produit en France avec le développement de deux plateformes librement accessibles, l'une sur l'hydraulique modélisée et la géométrie hydraulique (EstimKart, Lamouroux et al., 2010¹²...), l'autre sur les risques d'altérations hydromorphologiques (Syrah_CE, Valette et al., 2012¹³) des tronçons de l'ensemble du réseau hydrographique coulant.

Il existe aussi des besoins en matière d'amélioration des données spatialisées de concentrations et de **flux de nutriments**, les données de réseaux s'avérant souvent limitées comme signalé supra. Certains auteurs pensent qu'il est utile de garder à l'esprit une cohérence géographique écorégionale (en p. géologie, notamment en distinguant les régions calcaires des régions à moindre pouvoir tampon, et climat) : c'est ainsi qu'Omernik et al. (2016) décrivent les caractéristiques des patrons pour l'azote dans les écorégions des USA. D'autres ont recours à différents types de modèles de transfert et de transport calés par des données spécialement relevées à cet effet, différentes de celles des réseaux généraux de surveillance : modèle SPARROW aux USA pour caractériser les flux de l'ensemble du bassin du Mississippi, responsables des zones anoxiques du golfe de Mexico (Alexander et al., 2002 et 2008 ; Ator et al., 2016), modèle SWAT de l'USDA également très utilisé aux USA (Makarewicz et al., 2015 ; Merwade et al., 2017). En France, les modèles Nutting N et Nutting P ont été développés pour estimer des flux et des rétentions d'azote et de phosphore dans les masses d'eau (Dupas et al., 2015).

Le dernier point abordé a trait aux **modélisations des relations pressions impacts** qui ont la capacité de tenir compte des interrelations explicites entre variables. Une synthèse a récemment été produite par Nöges et al. (2016) pour tous les milieux d'eau douce et marines, synthèse qui insiste à nouveau sur la prévalence de pressions multiples, notamment sur le fait que le stress dû aux nutriments est présent dans 71 % des 98 % des situations multi stress, avec un impact différencié par type de milieu. Pour les cours d'eau, ce stress des nutriments est associé par ordre décroissant avec les altérations de l'hydrologie, puis de la morphologie et la présence de toxiques.

Parmi les nombreuses démarches que relate la littérature, deux textes, qui font appel à des modèles causaux pressions impact de type SEM (Structural Equation Modeling) retiennent l'attention par le formalisme explicite des relations et l'attribution de poids relatifs aux différents compartiments, et à la part affectée aux nutriments. Riseng et al. (2011) ont ciblé 8 grandes régions agricoles des USA et analysé 226 stations. Les relations (fig. 4.44), présentées ici pour une seule des régions (Midwest) restituent bien en les chiffrant les propos tenus ci-avant : les paramètres physico-chimiques N P qui impactent négativement et fortement la faune des invertébrés (métrique EPT) dépendent de

¹¹ Halpern et ses collaborateurs ont formalisé leur démarche intitulée « cumulative impact assessment » (Halpern et al., 2013 ; Tulloch et al., 2015)

¹² Lamouroux N, Pella H, Vanderbecq A, Sauquet E & Lejot J. 2010. Estimkart 2.0: une plate-forme de modèles écohydrologiques pour contribuer à la gestion des cours d'eau à l'échelle des bassins français. Version provisoire. Cemagref—Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse—Onema210.

¹³ <https://hydroeco.cemagref.fr/hydromorphologie>

l'occupation des sols (dominance de l'agriculture intensive dans cette région) et des co-variables, débit, sédiments fins.

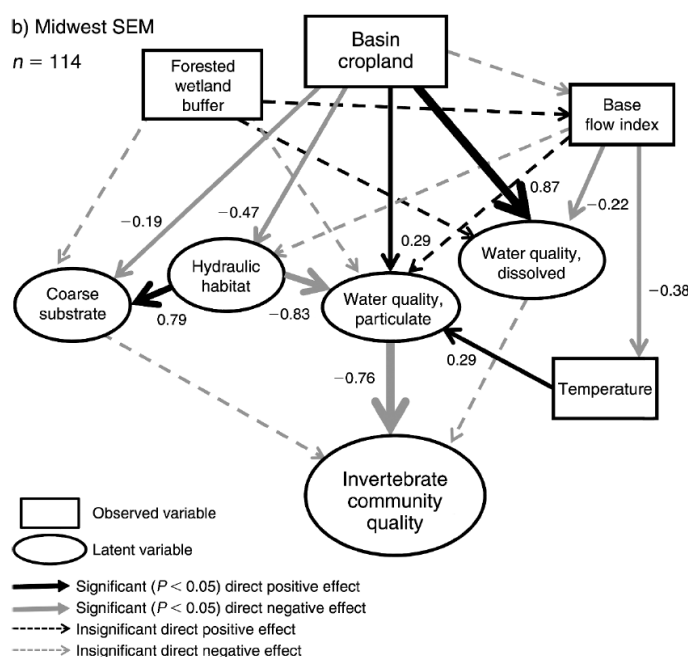


Figure 4.44.. Résultats de l'analyse SEM (voir texte) des relations entre structure des occupations de sols, paramètres de qualité de l'eau particulaires (phosphore) et dissous (azote) et réponse (EPT) des communautés de macroinvertébrés. Région Midwest USA, 114 stations. Source : Riseng et al., 2011.

Villeneuve et al. (2018) ont analysé les données des réseaux de surveillance en France (1200 sites pendant 5 ans 2008-2012) et les ont réparties en fonction de la nature géologique des bassins et du rang des cours d'eau. Sans entrer dans le détail des résultats, ils illustrent comment la nature de l'occupation du sol, qui rend généralement bien compte globalement de l'altération de la réponse des macroinvertébrés, se décompose entre effets directs et indirects par le biais de l'hydromorphologie ou de la mosaïque d'habitats en plus de l'effet propre des flux de nutriments.

L'autre intérêt méthodologique réside dans la capacité de prendre en charge les structures de pressions différentes entre régions.

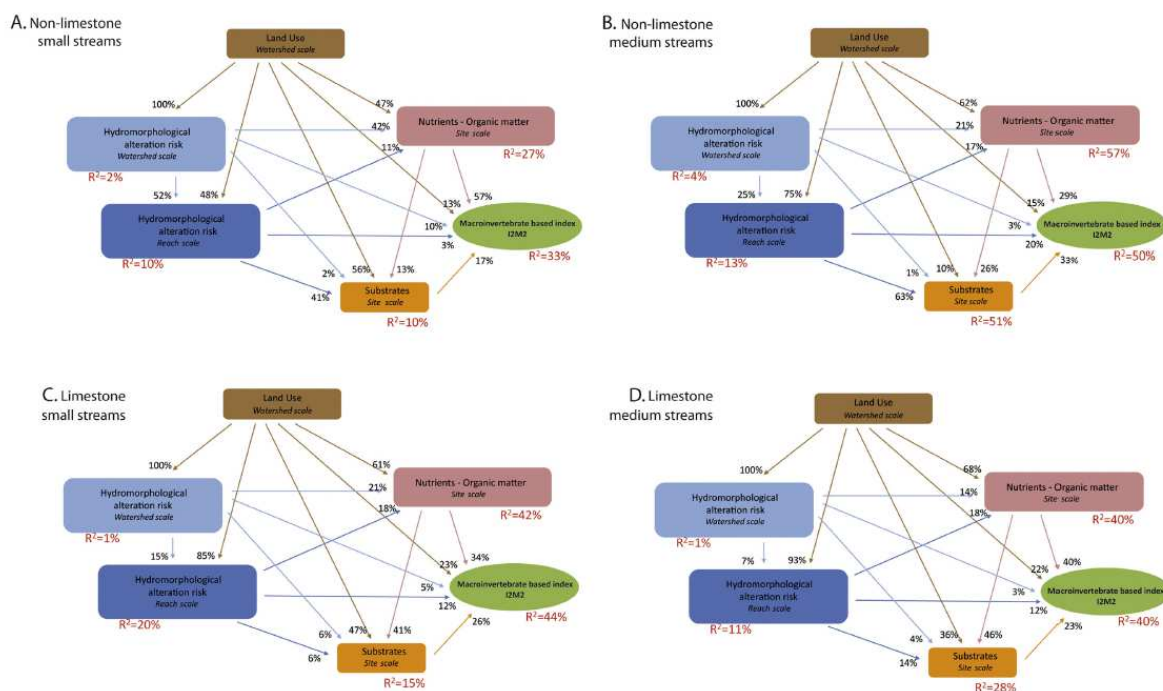


Figure 4.45. Résultats des modèles « PLS path modelling » dans les 4 ensembles géographiques français distingués (A) petits cours d'eau non calcaires, (B) cours d'eau moyens non calcaires, (C) petits cours d'eau calcaires, (D) cours d'eau moyens calcaires. La relation entre les différentes variables latentes est représentée par une flèche de même couleur que le compartiment source, assortie d'un pourcentage. En rouge, les R² de contribution au modèle général, prédisant l'indice macroinvertébrés I2M2 (Mondy et al., 2012). Source : Villeneuve et al. (2018).

En résumé, plusieurs fronts de recherche sont actuellement poursuivis, qui s'attachent à mieux documenter les données de concentrations et de flux et de nutriments dans tous les réseaux hydrographiques du continuum terre mer, à les contextualiser avec les autres pressions et enfin à parfaire les relations directes et indirectes et multi scalaires entre pressions état et réponses écologiques. C'est une mise en perspective importante, l'analyse très spécialisée de la bioindication par groupe présentée ci-après pouvant parfois faire perdre de vue le fonctionnement global.

4.1.4.3.2. Utilisation du phytoplancton en lac

Rimet Frédéric

INRA - UMR Carrel

Humbert Jean-François

Université Pierre et Marie Curie

De par leur statut de producteur primaire, les algues ont leur biomasse et leur composition en espèce qui sont directement impactées par les phénomènes d'eutrophisation. D'autre part, dans les lacs, le phytoplancton (micro-algues vivant en suspension dans la colonne d'eau) est un élément déterminant de leur réseau trophique, et le phytoplancton est couramment utilisé pour l'évaluation de la qualité écologique de ces masses d'eau, ainsi que pour l'évaluation de leur niveau d'eutrophisation. L'objectif de cette partie a été de rassembler les publications éditées dans des journaux à comité de lecture, relatives à l'utilisation du phytoplancton comme indicateur de l'eutrophisation en lac ou réservoir dans le cadre de programmes de monitoring.

Corpus bibliographique

Le corpus bibliographique a été délimité pour répondre à l'objectif cité en introduction (obtenir les publications relatives à l'utilisation du phytoplancton comme indicateur de l'eutrophisation en lac (ou réservoir) dans le cadre de programmes de monitoring. Par conséquent, la combinaison de mots clés pour l'équation du WoS pour produire un corpus initial ont été les suivants :

(eutrophic*)
and (monitoring or survey or strateg* or program*)
and (*indicator* or metric* or parameter*)
and (lake OR lakes or reservoir* or "dam" OR "dams") not TS=(river* or stream*)
and (phytopl*)

Au total, 160 publications ont été obtenues au 03/03/2016 :

- 152 articles publiés dans des revues à comité de lecture
- parmi ces 152 articles, 20 articles ont été publiés dans le cadre de proceedings. 8 n'ont pas été publiés dans des journaux à comité de lecture.
- 1 article est une review, publié dans un journal à comité de lecture.

Puis une lecture systématique des résumés a été réalisée pour affiner ce corpus. 75 publications non pertinentes ont été écartées. Le corpus bibliographique sur lequel se base ce chapitre se constitue donc de 85 publications toutes publiées dans des revues à comité de lecture. Les 85 publications ont été lues en détail.

Dans cette partie sont présentés les paramètres les plus structurants pour le phytoplancton en milieu limnique.

Phosphore

Impacts sur le phytoplancton

Plusieurs publications décrivent simplement l'effet de l'eutrophisation sur le phytoplancton, qui est directement lié à l'augmentation du phosphore dans les lacs ou réservoirs. Certaines de ces publications sont récentes et proviennent des BRICS, comme l'Inde (Jindal et al., 2014; Mandal et al., 2015; Zheng et al., 2010), le Brésil (Bouvy et al., 2000; Bouvy et al., 1999; Petrucio et al., 2006), la Chine (Ni et al., 2012; Zhang et al., 2013) ou encore des pays Européens, comme la Grèce (Kagalou et al., 2003; Markogianni et al., 2014), la Bulgarie (Teneva et al., 2010), la Hongrie (Hajnal and Padisak, 2008), la Tchéquie (Klima and Kopp, 2014), l'Angleterre (Zinger-Gize et al., 1999), le Portugal (de Figueiredo et al., 2006), l'Irlande (Spears et al., 2013), la Slovaquie (Komarkova and Hejzlar, 1996), Finlande (Kauppila and Valpola, 2003) et d'autres pays comme l'Argentine (Goncalves et al., 2011), le Japon (Nguyen et al., 2010), le Maroc (Berrada et al., 1999), les USA (ex : (Doubek et al., 2015; Wolin and Stoermer, 2005)), la Turquie (Akbay et al., 1999), le Laos (Martinet et al., 2014).

Dans la grande majorité des cas, c'est le phosphore qui est le paramètre qui explique le plus les effets sur le phytoplancton (Mehner and Benndorf, 1995). Ces effets se traduisent par :

- une augmentation de la biomasse ou de la chlorophylle (Hajnal and Padisak, 2008; Kagalou et al., 2003; Mandal et al., 2015; Markogianni et al., 2014; Popovicova, 2009; Schmid et al., 1998; Spears et al., 2013; Zhang et al., 2013; Zinger-Gize et al., 1999). La chlorophylle peut être mesurée de différentes façons, soit in situ, soit par image satellite. Ces deux types de mesures étant corrélées, à condition que ce soient les mesures in situ de chlorophylle en surface qui soient comparées aux images satellite (Jaquet et al., 1994; Markogianni et al., 2014). L'imagerie satellite présente l'avantage d'avoir une mesure spatialisée (Bresciani et al., 2011; Zhou et al., 2011), mais ne permet pas d'avoir accès à des mesures sur les différentes profondeurs, ce qui

est limitant surtout pour les lacs présentant des maxima de chlorophylle autour de 5 à 15 m (lacs profonds comme par exemple dans (Jacquet et al., 2014)).

- une augmentation de la production primaire par le phytoplancton (Petrucio et al., 2006). La production primaire est un paramètre rarement mesuré.
- des blooms de cyanobactéries (Bouvy et al., 2000; Nguyen et al., 2010). De nombreuses espèces de cyanobactéries sont potentiellement toxiques et les lacs les plus eutrophes sont ceux dans lesquels il y a le plus souvent des cyanotoxines qui sont détectées (Cerasino and Salmaso, 2012). Ces blooms peuvent être liés à des cyanobactéries hétérocystées (qui ont la capacité de fixer l'azote atmosphérique) (Teneva et al., 2010). Les cyanobactéries hétérocystées trouvent régulièrement leur avantage par rapport aux autres classes algales dans des eaux qui sont riches en phosphore et pauvres en azote (Bouvy et al., 1999; de Figueiredo et al., 2006; Fisher et al., 2013; Komarkova and Hejzlar, 1996; Ni et al., 2012). Le rapport azote/phosphore est régulièrement utilisé pour prédire la présence de ce type de cyanobactéries (exemple aux USA : (Doubek et al., 2015), Grèce : (Gkelis et al., 2014). Mais ces blooms peuvent aussi être liés à des cyanobactéries non-hétérocystées comme *Microcystis aeruginosa* (Berrada et al., 1999; Jindal et al., 2014) ou *Planktothrix rubescens* (Jacquet et al., 2014) qui peuvent produire des cyanotoxines et qui sont donc potentiellement toxiques.
- une modification de la composition taxonomique du phytoplancton (Akabay et al., 1999; Anneville et al., 2007; Bennion, 1994; Goncalves et al., 2011; Hajnal and Padisak, 2008; Jindal et al., 2014; Kauppila and Valpola, 2003; Klima and Kopp, 2014; Martinet et al., 2014; Wolin and Stoermer, 2005; Zinger-Gize et al., 1999).
- une modification de la composition pigmentaire (Schluter et al., 2006) : les différentes classes algales ont des compositions pigmentaires (mais qui ne leur sont pas spécifiques). Cette composition peut être mesurée par HPLC (Schluter et al., 2006).
- L'augmentation de la biomasse algale peut-être telle qu'elle peut provoquer une anoxie et une mortalité des poissons (de Figueiredo et al., 2006; Mandal et al., 2015), une baisse de la production de poisson et des problèmes pour l'économie locale (Inde : (Mandal et al., 2015), France/Suisse : (Anneville et al., 2007)).

Origine du Phosphore

Origine anthropique

Dans la plupart des cas, le phosphore est d'origine anthropique, il concerne la quasi-totalité des publications consultées (sauf celles du § 1.1.2.2).

Le phosphore peut provenir de rejets domestiques ou industriels directs dans les plans d'eau, ce qui concernait historiquement de nombreux lacs dans les pays Européens (lacs péri-alpins, cf. (Jacquet et al., 2014), le lac Balaton (Hajnal and Padisak, 2008) et en Amérique du Nord le lac Ontario (Winter et al., 2012)) ; dans les périodes plus récentes, c'est dans les BRIC que de nombreux cas sont signalés (lac Taihu en Chine : (Ye et al., 2015; Zhou et al., 2011), lac en Inde : (Jindal et al., 2014; Popovicova, 2009), Brésil : (Deus et al., 2013; Petrucio et al., 2006) ...), mais également des pays en voie de développement (ex. (Fetahi et al., 2014) en Ethiopie, (Corman et al., 2015) au Guatemala). Dans la plupart des cas, les effets sur le phytoplancton cités en § 1.1.1. ont été observés.

Le phosphore peut provenir d'un apport par les sols lors de crues, ces apports sont accrus lorsque le bassin versant est défriché et anthropisé et ces apports peuvent entraîner des blooms à cyanobactéries (Corman et al., 2015). Il existe d'ailleurs un lien entre occupation des sols et biomasse phytoplanctonique mais également une probabilité d'avoir le compartiment algal dominé par les cyanobactéries ; en effet plus la forêt occupe une surface importante dans le bassin versant moins la biomasse sera élevée et moins seront fréquentes les cyanobactéries (Catherine et al., 2008).

Des cas d'eutrophisation sont cités pour des lacs nouvellement créés : l'apport en phosphore se produit par l'enneigement des sols (Klima and Kopp, 2014) en Tchéquie, au Laos (Martinet et al., 2014), ce qui entraîne une augmentation de la biomasse. Des modifications de la composition taxonomique dans les années qui suivent sont alors observées avec la disparition progressive des taxons caractérisant les milieux eutrophes qui laissent progressivement la place à des taxons caractéristiques de milieux plus oligotrophes.

Origine naturelle

Les exemples présentant des exemples d'eutrophisation naturelle ayant un impact sur le phytoplancton sont rares. Nous en avons recensés deux.

Le premier (Venugopalan et al., 2005) mentionne l'effet de déjections d'oiseaux dans un lac en Chine (population d'oiseaux importantes), ce qui a pour effet d'apporter du phosphore dans l'eau et d'obtenir un rapport azote/phosphore faible. Ceci modifie la composition algale, en favorisant les cyanobactéries et les Chlorophycées et provoque une augmentation de leur biomasse. Les biomasses algales importantes, en se décomposant, provoquent une désoxygénation du milieu et provoquent une mortalité des poissons.

Le deuxième (Mataloni et al., 1998) présente le cas d'un lac en Antarctique, dont les concentrations des eaux sont très élevées pour l'azote et le phosphore (Phosphate : 720 - 1296 µg/L Nitrate : 3.92 - 10.97 mg/l). Ces valeurs élevées expliquent les densités algales très élevées observées (blooms de *Chlamydomonas*).

Ces exemples d'eutrophisation naturelles ont les mêmes impacts sur le phytoplancton que les exemples d'eutrophisation d'origine anthropique.

Restauration des plans d'eau

Apports de la modélisation

De nombreux articles développent des modèles prédictifs qui sont proposés aux gestionnaires pour les aider dans leurs stratégies de restauration (Estrada et al., 2009). Ces modèles se basent sur des données provenant de mesures faites dans le cadre de suivis de monitoring réguliers.

Certains modèles sont anciens et se basent sur des méthodes multivariées pour prédire la concentration en chlorophylle et la composition algale en utilisant les paramètres physico-chimiques (Seip et al., 1994), d'autre se basent sur des modèles dynamiques structurels (Nielsen, 1994),

Les paramètres les plus importants révélés par les modèles pour contrôler la biomasse algale sont souvent le phosphore et l'azote (Cetin et al., 2005; Deus et al., 2013; Huang et al., 2013; Kamarainen et al., 2009; Pers and Persson, 2003), l'arrivée d'eaux usées d'origine domestique ou industrielle dans le lac (Zheng et al., 2010; 2011). Certaines publications mettant en œuvre des modèles soulignent l'importance d'intégrer plus de données en particulier en intégrant d'autres maillons du réseau trophique, en ayant une approche taxonomique et pas seulement en quantifiant la chlorophylle (Kim et al., 2014).

D'autres modèles étudient plus spécifiquement la présence d'une espèce toxique (Cao et al., 2013) ou la présence des cyanobactéries (Chang et al., 2015; Onandia et al., 2015; Ye et al., 2015) ; les paramètres azote et phosphore sont encore une fois utilisés comme variables prédictives. Les compétitions entre espèces sont aussi étudiées par le biais de modélisation afin de révéler quels paramètres expliquent la présence d'une espèce par rapport à une autre (Yoshiyama et al., 2009).

Enfin, les modèles les plus récents utilisent les images satellites spatialisées pour prédire la production primaire (Kauer et al., 2015).

Exemples de restauration

La littérature consultée recense quelques rares cas de restauration en comparaison du grand nombre de cas d'eutrophisation. Pour ces cas de restauration il n'est pas fait référence à des modèles prédictifs qui auraient pu guider les gestionnaires de ces lacs dans les actions mises en place. L'objectif des gestionnaires lors de ces restaurations de plan d'eau est de diminuer la biomasse algale qui entraîne des nuisances de différents types (anoxies, toxicité, mortalité de poisson ...) citées supra.

Le lac Balaton, lac peu profond en Hongrie, a bénéficié d'une restauration réussie. Les années 60 peuvent être considérées comme des années où le lac avait un faible niveau d'eutrophisation de référence. Puis entre les années 70 et 90 la qualité du lac s'est détériorée avec une nette augmentation de la biomasse et de la concentration en phosphore. A partir des années 90, des mesures ont été prises, et une baisse du phosphore est observable (Hajnal and Padisak, 2008). Une modification de la composition taxonomique et une baisse de la biomasse algale ont été observées.

Le lac du Vieux-Pré est un autre exemple de restauration d'un lac de réservoir de taille plus modeste (304 ha), qui était eutrophe (1988) et qui à la suite de mesures de restauration a vu son niveau d'eutrophisation baisser à un niveau méso-oligotrophe (1997), avec une modification de la composition spécifique (Leitao and Leglize, 2000).

Dans plusieurs autres cas les mesures de restauration ne sont pas suivies des effets escomptés ou alors les effets prévus ne sont atteints que partiellement.

Une étude sur des lacs eutrophes en Hollande (van Duin et al., 1998) est un échec de restauration. L'un de ces lacs avait été curé (baisse de la charge interne en phosphore) et avait bénéficié d'une réduction des apports externes en phosphore. Une baisse de la concentration en phosphore a été observée, mais la biomasse et la concentration en chlorophylle sont restées cependant stables.

Le Léman fait partie des grands lacs péri-alpins dont les effets prévus sont partiellement atteints. Ce lac qui a subi une eutrophisation dans les années 70, a provoqué une augmentation de la biomasse phytoplanctonique, une anoxie des couches profondes et la perte de plusieurs espèces de poissons d'intérêt pour la pêche professionnelle. Depuis les années 70, les mesures prises par les gestionnaires du lac (France et Suisse) ont permis d'observer une diminution de la concentration du phosphore. Celle-ci s'est accompagnée d'une modification nette de la composition taxonomique du phytoplancton, d'un enfoncement de la biomasse algale (vers 10-15 mètres), mais pas d'une baisse de la biomasse algale (Anneville et al., 2002). Cette amélioration a cependant permis de retrouver les poissons d'intérêt pour la pêche professionnelle.

Le lac Ontario est un autre grand lac dont les effets de restauration attendus ont été atteints partiellement. Ce lac du continent nord-américain, présente depuis les années 70 une oligotrophisation de son milieu pélagique. Une diminution de la concentration en phosphore et de la chlorophylle sont bien observables entre les années 70 et 90, mais cette tendance ne se confirme plus dans les années 2000 (Winter et al., 2012) malgré les efforts continus des gestionnaires.

Le lac Ladoga (Russie/Finlande), est le plus grand lac d'Europe et un monitoring existe depuis les années 60 (physico-chimie, biologie). Dans les années 60 le lac était oligotrophe et a subi une eutrophisation dans les années 70 (le lac est devenu mésotrophe). Certains taxons sensibles à l'eutrophisation ont alors disparu. Actuellement, il y a une amélioration nette de la qualité en milieu pélagique (présence de taxons oligotrophes) ; cependant les zones littorales présentent toujours des taxons résistants à l'eutrophisation (Viljanen et al., 2008).

Ces différents exemples montrent bien que les phénomènes de restauration sont complexes et ne prennent pas la même trajectoire écologique que celle suivie lors de l'eutrophisation (phénomène d'hystérésis).

Azote

Dans la grande majorité des cas, c'est le phosphore qui est limitant pour la biomasse algale et c'est donc lui qui va expliquer la plupart des phénomènes d'eutrophisation lacustre. L'azote est très rarement limitant. En effet, une étude expérimentale sur des lac Canadiens, montre qu'en effectuant des dépôts d'azote atmosphérique par hélicoptère, il n'y a pas d'augmentation de la biomasse algale car ces lacs sont limités par le phosphore et pas par l'azote. Seuls quelques lacs d'un type particulier, ont montré qu'ils étaient limités par l'azote (rapport azote/phosphore bas) : il s'agit de lacs peu profonds qui sont riches en phosphore probablement grâce à une remise en suspension du phosphore des sédiments par le vent qui est plus facile, le phosphore n'est alors plus limitant, et lorsque de l'azote est apporté, la biomasse algale augmente (Murphy et al., 2010).

Autres paramètres perturbant les relations entre phytoplancton et eutrophisation

Les paragraphes précédents montrent clairement qu'il y a une relation directe entre niveau d'eutrophisation (et la concentration en phosphore principalement) et la biomasse et composition taxonomique du phytoplancton. Cependant, d'autres paramètres peuvent expliquer des écarts à cette relation.

La présence de xénobiotiques, tels que l'épandage de sulfate de cuivre peuvent expliquer des écarts de la relation attendue entre niveau d'eutrophisation et la biomasse et la composition taxonomique du phytoplancton, comme dans le cas d'un réservoir au Brésil (Nishimura et al., 2014).

Les UV sont aussi un facteur important (notamment en Patagonie) qui influence la composition taxinomique et inhibe la croissance de certains taxons (Goncalves et al., 2011).

La morphologie du lac, son orientation par rapport au vent et la courantologie sont des paramètres qui peuvent déterminer la composition phytoplanctonique de manière indirecte : en effet, ces facteurs physiques ont un impact sur les réseaux trophiques (poisson>zooplancton>phytoplancton), comme cela a été montré dans des lacs présentant des concentrations en nutriments équivalentes en Flandres mais dont les biomasses et compositions phytoplanctoniques étaient différentes (Muylaert et al., 2003).

Le climat (north atlantic oscillation, southern oscillation, El Nino) sont aussi régulièrement cités comme étant un facteur confondant avec l'eutrophisation sur la composition phytoplanctonique, ceci est mis en évidence sur les longues séries de données dans lacs nord-américains (Winter et al., 2012) en péri-alpins (Anneville et al., 2005), mais aussi sur des études plus courtes (Bouvy et al., 1999).

Le changement climatique est un facteur qui peut aggraver l'effet de l'eutrophisation ou qui peut diminuer l'effet des efforts de restauration qu'ont mis en place les gestionnaires des lacs sur la

diminution de la biomasse algale, comme cela est observé dans les grands lacs péri-alpins français (Jacquet et al., 2014).

La nécessité d'une approche polyphasique

Plusieurs articles soulignent la nécessité d'avoir un monitoring polyphasique pour bien comprendre l'effet et les causes de l'eutrophisation. **L'analyse d'un seul élément de qualité biologique (comme le phytoplancton) n'est pas suffisant.** C'est ce que rapporte l'étude d'un lac Ethiopien (Fetahi et al., 2014) qui était oligotrophe dans les années 70 et qui est devenu eutrophe dans les années 90. La composition taxonomique du phytoplancton entre ces deux périodes a fortement changé (passage d'une dominance de diatomées à une dominance de chlorophycées/diatomées/euglenophycées). Cette eutrophisation est liée à une évolution de l'occupation du bassin versant (anthropisation) mais aussi à l'introduction du Tilapia dans le lac qui a modifié le réseau trophique et donc provoqué une augmentation de la biomasse phytoplanctonique. Le Tilapia se nourrit de grandes algues, favorise les plus petites et apporte à son tour des nutriments par excrétion ; cela a pour effet d'accélérer le processus d'eutrophisation. Un exemple similaire est donné sur un réservoir brésilien ayant subi une introduction de Tilapia (Figueredo and Giani, 2005).

Des approches de biomanipulation soulignent également l'importance des approches polyphasiques : il a été montré qu'en supprimant les poissons d'un lac en Hongrie, la communauté zooplanctonique était modifiée, et par effet top-down, la composition phytoplanctonique également. Une baisse de 43% de sa biomasse était observée par rapport à des lacs voisins non manipulés (Tatrai et al., 2003). Un article de revue souligne également l'importance du zooplancton dans le monitoring des lacs (Jeppesen et al., 2011).

Les monitorings menés sur les grands lacs alpins depuis les années 70 (Jacquet et al., 2014) ainsi que dans les grands lacs nord-américains (Arhonditsis et al., 2007; Munawar et al., 2012) illustrent aussi très bien cette nécessité d'approche polyphasique qui est d'ailleurs demandée par les gestionnaires des lacs (communautés de communes, commission internationale pour le Léman, grandes villes américaines du nord).

Enfin, l'utilisation du phytoplancton comme indicateur du bon état des lacs, au côté d'autres indicateurs (poisson, macrophyte), peut être mise en relation directe avec les services écosystémiques qu'apportent les lacs comme le montrent des exemples rapportés en Finlande et en Inde (Mandal et al., 2015; Tolonen et al., 2014).

Outils basés sur le phytoplancton pour évaluer le niveau trophique

Les résultats d'un projet européen financé dans le cadre de la DCE (WISER project : Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery) ont montré que le phytoplancton est le meilleur indicateur du niveau trophique des lacs par rapport à d'autres éléments biologiques de qualité comme les macroinvertébrés, les macrophytes, les diatomées benthiques ou encore les poissons (Brucet et al., 2013, Figure 4.46).

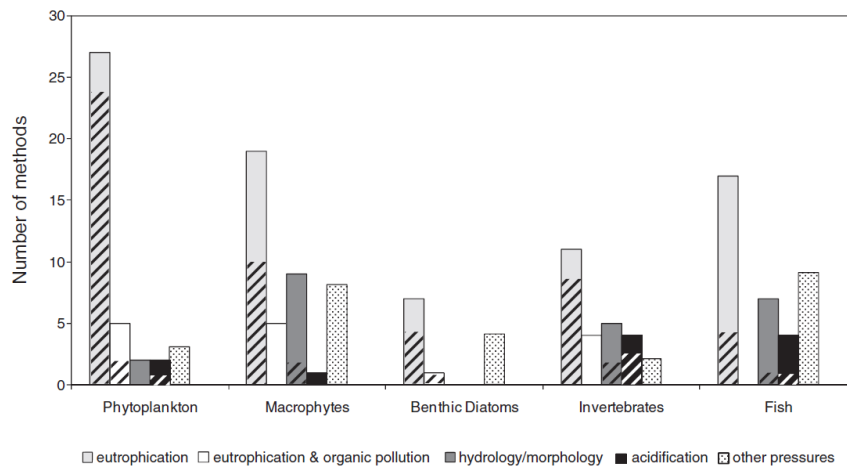


Figure 4.46. Nombre de méthodes par type d'organisme évaluant différentes pressions. Les barres hachurées indiquent le nombre groupes qui présentent des méthodes qui ont un lien pression/impact statistiquement significatif. Les barres non-hachurées indiquent les méthodes dont les relations n'ont pas été testées. Source : Brucet et al. 2013.

Différentes métriques pour le phytoplancton répondent à l'eutrophisation. Plusieurs articles comparent ces métriques et discutent de leurs avantages et désavantages.

L'un des articles les plus complet (Thackeray et al., 2013) également financé dans le cadre de l'application de la DCE (WISER project) compare les métriques suivantes : la concentration en Chl-a, un indice trophique PTI (Phytoplankton Trophique Index, basé sur les préférences d'espèces vis-à-vis des nutriments), un indice basé sur les tailles des espèces, un indice basé sur des groupes morpho-fonctionnels, un indice basé sur les traits fonctionnels des espèces, une métrique d'occurrence de blooms, l'abondance des cyanobactéries. Les meilleures métriques qui ressortent pour évaluer le niveau trophique des lacs au niveau européen sont : la concentration en chlorophylle a, l'indice trophique (PTI), le biovolume des cyanobactéries (fig. 4.47). Pour ces métriques, 85% de la variance est expliquée par le phosphore total.

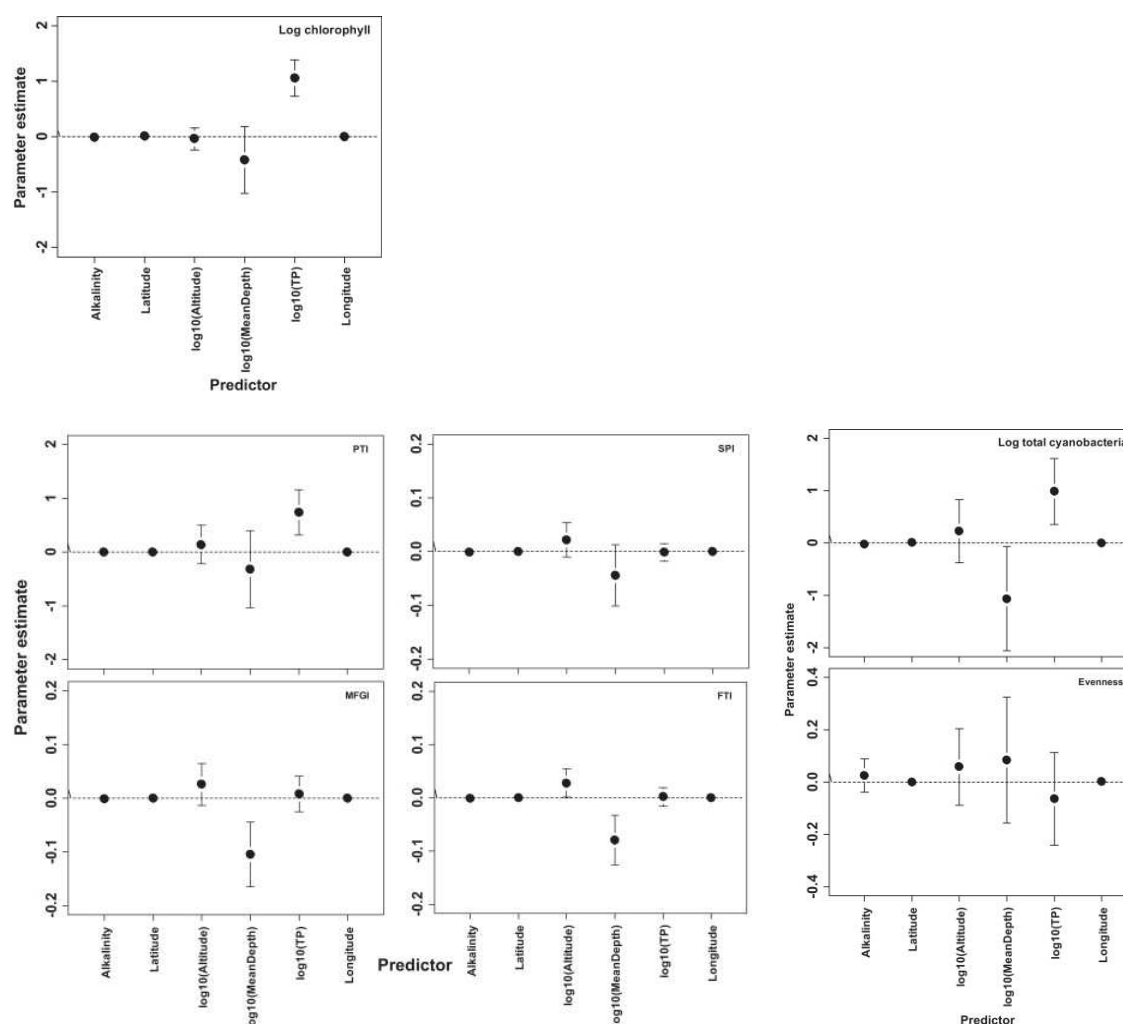


Figure 4.47: Comparaison de modèles construits à partir de différentes métriques phytoplancton en relation avec différents paramètres (alcalinité, latitude, altitude, profondeur, phosphore total, longitude). Les meilleures métriques phytoplancton pour évaluer les effets du phosphore sont: la chlorophylle *a*, le PTI et la biomasse en cyanobactéries. PTI : Phytoplankton Trophic Index, SPI : Size Phytoplankton Index, MFGI: Morpho-Functional Group Index, FTI: Functional Traits Index, Evenness (fréquence des blooms). Source : Thackeray et al., 2013.

Afin de définir les limites de classes entre état modéré/bon, les conditions de référence doivent être connues pour ces différentes métriques. Plusieurs possibilités sont envisagées pour les définir, soit en cherchant des lacs non impactés par les activités humaines, ou alors en ayant recours à des données historiques ou paléolimnologiques comme cela été le cas pour les lacs Alpains en Europe (Wolfram et al., 2009) et pour le lac Balaton (Hajnal and Padisak, 2008).

Ces trois métriques sont régulièrement utilisées dans les articles pour évaluer l'eutrophisation des lacs et réservoirs. C'est le cas en Grèce (Katsiapi et al., 2016), en Norvège (Ptacnik et al., 2009), au Monténégro (Rakocevic-Nedovic and Hollert, 2005) qui utilisent ces métriques dans des indices multimétriques. La Hongrie a fait le choix d'utiliser un indice basé sur les préférences au phosphore des groupes fonctionnels phytoplanctoniques (Hajnal and Padisak, 2008) ; cet indice présente l'avantage d'être robuste et moins sensible aux imprécisions d'identification des laboratoires.

Un modèle simple (weighted averages) basé uniquement sur la composition en espèces de diatomées planctoniques et leur préférence par rapport au phosphore permet de prédire la concentration en phosphore des lacs (Bennion, 1994, fig. 4.48), ce modèle est l'un des plus utilisés en paléolimnologie et fournit des résultats robustes (Berthon et al., 2013).

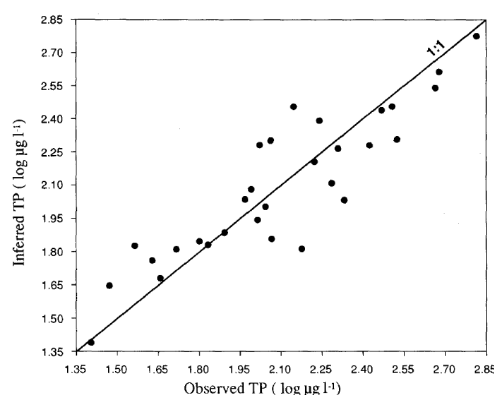


Figure 4.48.: Comparaison des valeurs en phosphore total observées et prédites par un modèle utilisant les préférences en phosphore des espèces de diatomées planctoniques dans des lacs de faible profondeur du sud de l'Angleterre. Source : Bennion (1994).

D'autres études, n'utilisent qu'une de ces métriques, comme la chlorophylle, en effectuant des mesures par image satellite sur des réservoirs tropicaux (Watanabe et al., 2015) ou des lacs européens (Bresciani et al., 2011; Gomez et al., 2011; Kallio, 2006). 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. Ces mesures montrent pourtant des limites : il est important d'avoir la connaissance des classes algales qui domine 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 terme d'évaluation du niveau trophique. Une mesure de la chlorophylle par satellite ne donne pas cette information. Les auteurs de ces études admettent ces limites (Watanabe et al., 2015). De plus, la présence de matière organique dissoute colorée (cas des lacs finlandais (Kallio, 2006)) ou de nuages (Watanabe et al., 2015, fig. 4.49) perturbe aussi l'évaluation trophique des lacs par imagerie satellite.

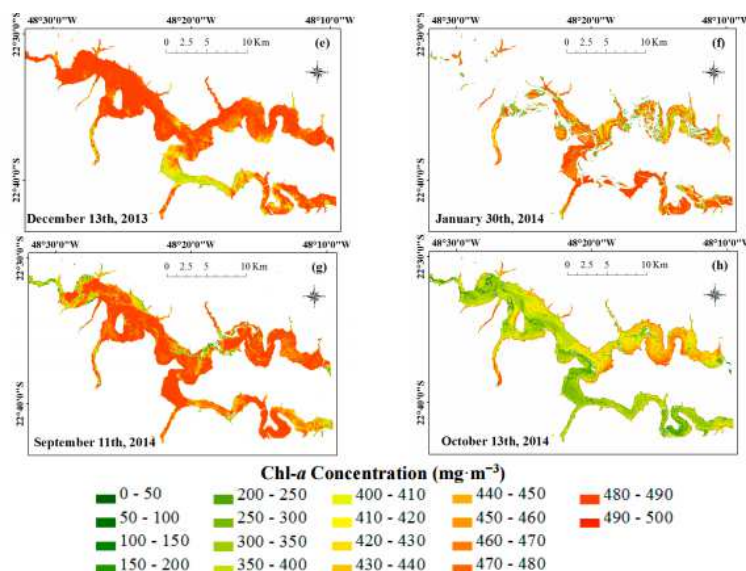


Figure 4.49. Exemple d'une estimation de la concentration en chlorophylle *a* à partir d'imagerie satellite (Brésil) à différentes périodes dans un lac de barrage. Source : Watanabe et al. (2015).

Une étude complète sur 94 lacs Irlandais (Spears et al., 2013) montre les mêmes limites de la seule mesure de la chlorophylle (in situ) pour évaluer le niveau trophique du lac et souligne l'importance d'avoir un monitoring intégré (zooplancton, poisson, phytoplancton) et des notions de composition taxonomique. La relation Phosphore/chlorophylle est modulée par de nombreux paramètres et en particulier par la géologie. Une étude sur 350 lacs au Danemark aboutit à des conclusions similaires et souligne l'importance de connaître la composition taxonomique du phytoplancton pour évaluer correctement le niveau trophique des lacs (Sondergaard et al., 2016).

De plus, la relation chlorophylle/eutrophisation n'est pas évidente dans certains cas, notamment dans le Léman, qui malgré une baisse interannuelle de la concentration en phosphate ne montre pas de diminution de la biomasse et de la chlorophylle (Jacquet et al., 2014). Par contre les indices trophiques (basés sur les préférendums des espèces aux nutriments) sont bien corrélés à la baisse du phosphate, aussi bien dans le Léman que dans le lac du Bourget ou encore dans le lac d'Annecy (Jacquet et al., 2014).

Conclusions

La grande majorité des publications consultées montrent que c'est le phosphore qui a le plus d'impact sur le phytoplancton : augmentation de la biomasse, de la chlorophylle, modification de la composition taxonomique, augmentation de la présence de cyanobactéries et de blooms, augmentation de la probabilité de détection de cyanotoxines.

Le phosphore est principalement d'origine anthropique, quelques rares cas d'eutrophisation naturelle sont cités, mais ont les mêmes effets sur le phytoplancton. L'essentiel des publications citent des cas d'eutrophisation avec une relation entre occupation des sols et eutrophisation observable. Les cas de restauration sont plus rares. Parmi ces cas de restauration, certains atteignent les effets attendus : baisse de la biomasse, modification de la composition taxonomique. La plupart d'entre eux atteignent partiellement les objectifs attendus (modification de la composition taxonomique, mais pas de baisse de la biomasse), ou ne les atteignent pas du tout. Ces cas de restauration soulignent la complexité des

phénomènes mis en jeu, et qu'il n'existe pas tout le temps une relation directe entre biomasse algale et concentration en phosphore. Plusieurs articles prônent un monitoring intégré (chimie, phytoplancton, zooplancton, poissons) pour comprendre correctement le fonctionnement du lac et avoir des actions de restauration adaptées.

Le phytoplancton est considéré comme le meilleur indicateur du niveau trophique des lacs et réservoirs. Des méthodes d'imagerie satellite permettent d'évaluer la biomasse algale des eaux en surface (chlorophylle). 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. Les indices permettant d'évaluer efficacement l'eutrophisation sont basés sur plusieurs métriques (chlorophylle, composition taxonomique, biovolume des cyanobactéries).

4.1.4.3.3. Utilisation des diatomées benthiques en rivière

Frédéric Rimet

Juliette Rosebery

Les diatomées sont une classe algale particulière qui est présente dans tous les milieux aquatiques et qui peut atteindre une biomasse importante dans les rivières. Leur diversité spécifique est exceptionnelle et est évaluée à plus de 100 000 espèces (Mann & Vanormelingen 2013). Chaque espèce a une écologie particulière, ce qui fait de cette classe de microalgues un excellent bioindicateur qui est appliqué pour évaluer la qualité écologique des rivières et des lacs.

L'objectif de cette partie a été de rassembler les publications éditées dans des journaux à comité de lecture, relatives à l'utilisation des diatomées benthiques comme indicateur de l'eutrophisation et de la pollution des rivières en général. Nous nous sommes beaucoup basés sur la publication de Rimet (2012), qui a utilisé la méthodologie préconisée dans l'Esco eutrophisation, à savoir un examen systématique des publications avec un ensemble de mots clés définis pour le sujet. D'autres publications, non prises en compte dans Rimet (2012) ont été ajoutées sur base experte.

Méthodologie d'analyse du corpus

Une analyse lexicale a été réalisée sur les résumés des articles retenus. Pour cela, les mots outils ont été supprimés (ex : « or », « the », « in »), puis le texte a été lemmatisé. En linguistique, la lemmatisation est le processus de regrouper les mots de même signification (ex : « database », « databases », « dataset », « data-set » sont regroupés dans le mot « database »). Ensuite, pour chaque article, l'occurrence de chaque mot dans le résumé a été calculée. Une table a été construite sur la base de l'occurrence de chaque mot pour les 226 articles. Puis des analyses en groupement (K-means) ont été réalisées pour rassembler les articles par thématique. Les mots indicateurs de chaque groupe ont ensuite été calculés (IndVal analysis). Nous présentons ci-dessous les groupes d'articles en trois thématiques. D'abord les groupes d'articles décrivant les paramètres impactant les communautés de diatomées benthiques, ensuite les groupes d'articles utilisant ou développant des outils basés sur les diatomées pour évaluer l'état écologique des rivières et le niveau d'eutrophisation.

Quelles sont les pressions anthropiques qui impactent les diatomées benthiques en rivière ?

Un groupe de publications (16 articles), mis en évidence par l'analyse de Rimet (2012), a pour thème l'analyse statistique des relations entre communautés de diatomées benthiques et les paramètres physico-chimiques au moyen de différents types d'outils (analyses multivariées, réseaux de neurones,

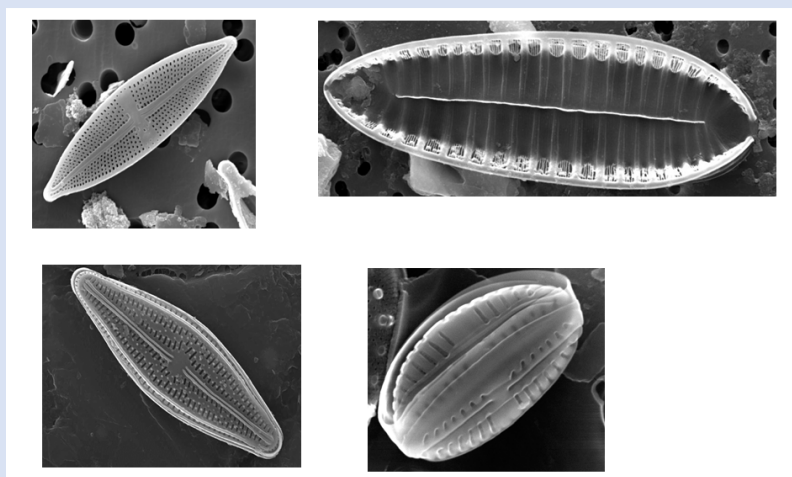
classification and regression trees, weighted averages). Les paramètres les plus régulièrement utilisés pour prédire la composition en espèces des communautés de diatomées sont des paramètres indicateurs de l'eutrophisation comme les concentrations en phosphore et en azote (ex : Winter & Duthie, 2000; Munn et al., 2002; Ponader et al., 2007, 2008, Soininen & Niemela, 2002; Kovacs et al., 2006, Schonfelder et al., 2002, Wang et al., 2009). Soininen et Niemela (2002) ont développé sur des rivières de Finlande un modèle prédictif basé sur la méthode des moyennes pondérées afin d'estimer les niveaux de phosphore total à partir du profil de tolérance des taxons récoltés. L'optimum et la tolérance de 1210 espèces de diatomées vis-à-vis de ce facteur ont pu être décrits grâce à cette étude. D'autres comme Potapova et Charles (2003) ont analysé une base de données conséquente (3239 relevés provenant de 1109 rivières des Etats-Unis), et ainsi classé de nombreuses espèces selon leur optimum vis-à-vis du paramètre conductivité. Les mêmes auteurs ont classé les espèces selon leur optimum vis-à-vis de l'azote total et du phosphore total (Potapova et Charles, 2007).

Deux groupes de publications (respectivement 12 articles et 34) montrent que l'occupation du sol est aussi un paramètre corrélé à la composition en espèces des communautés de diatomées benthiques des fleuves et que les communautés de diatomées présentent des patrons organisés spatialement. L'organisation spatiale est liée à des facteurs tels que la géologie et la morphologie des rivières (taille, pente). Ceci a été montré dans différents pays comme les pays nordiques -Finlande, Canada- (ex : Soininen 2002, 2003, 2007, Grenier et al. 2006, Lavoie et al. 2006, 2008), aux USA (Passy & Bode, 2004) mais également en France (Tison et al., 2005, Rimet, 2009) et au Luxembourg (Rimet et al. 2004). La présence de différents types d'activités (agriculture, industrie, urbanisation), mais aussi les paramètres naturels (géologie, pente du cours d'eau) structurent la composition en espèce. Plusieurs publications s'attachent aux impacts des rejets de mines et indiquent un impact fort sur la composition spécifique des communautés (ex : USA: Hamsher et al., 2004, Scandinavie : Andren & Jarlman, 2008).

La variabilité temporelle des conditions environnementales est aussi un important facteur de structuration des communautés de diatomées notamment au niveau saisonnier (ex. Passy et al. 1999, Sherwood et al. 2000, Soininen et al. 2004a).

Enfin, un dernier groupe de publications (39 articles), montre que l'impact des micropolluants influence aussi les communautés de diatomées. La plupart de ces articles montrent un impact des métaux. Les études publiées indiquant un impact des pesticides (Debenest et al., 2008, 2009; Morin et al., 2009) et des hydrocarbures sont nettement moins nombreux (Rimet et al. 2004). La plupart des approches sont expérimentales. Elles montrent que certaines espèces (ex : Luis et al. 2009, Morin et al. 2009) et traits (Rimet et al. 2011, Marcel et al. 2011, Morin 2012) peuvent être utilisées comme indicatrices de pollutions par les micropolluants.

Encadré 4.1. Connaissances générales sur le fonctionnement des communautés de diatomées.



Toutes les diatomées utilisent les mêmes nutriments de base, sont soumises aux conditions hydrologiques et au broutage. En revanche, leur capacité d'adaptation aux éventuelles pressions exercées par ces paramètres du milieu ne sont pas les mêmes. Les variabilités spatiales et temporelles des conditions du milieu induisent des modifications de structure des communautés diatomiques, au niveau taxonomique aussi bien qu'au niveau des formes de vie ou traits biologiques (formes fixées, érigées, mobiles, ...) (Passy, 2004, 2007 ; Biggs et al., 1998).

Dès 1990 Burkholder et al. soulignaient l'intérêt de l'utilisation des traits biologiques des diatomées, en démontrant que l'acquisition de nutriments dépendait de leur position dans le biofilm. Leurs expérimentations *in situ* et en labo sur des taxons épiphytes concluent au relatif isolement par rapport à la colonne d'eau des espèces au contact direct du substrat (base du biofilm) : il existe en conditions hydrologiques stables une assimilation progressive du phosphore le long du biofilm par les espèces « hautes », loin de la base du biofilm car fixées à un long pédoncule par exemple.

A la lumière des travaux antérieurs sur le sujet, Passy (2007) écrit que les tendances adaptatives les plus fortes au sein de communautés diatomiques semblent être : (1) la transition vers des formes plus longues et érigées lorsque la pression hydrologique ou de broutage diminuent (Steinman, 1996 ; Peterson, 1996), ou encore lorsque le milieu s'appauvrit en nutriments et en lumière (McCormick, 1996 ; Tuji, 2000) ; (2) la transition vers des formes mobiles face à une augmentation de la pression naturelle ou anthropique (Tuchman et Stevenson, 1991 ; Bahls, 1993 ; Fore et Graphe, 2002). Dès lors il lui semble possible de regrouper diverses formes de vie en traits biologiques caractérisant une réponse des espèces aux contraintes de milieu, même si actuellement aucun consensus n'existe sur la question, et propose 3 « guildes » :

- espèces adhérentes, attachées par l'apex de façon parallèle au substrat, érigées, centriques solitaires et espèces à lente mobilité (*Achnanthes*, *Achnantheidium*, *Amphora*, *Cocconeis*, *Cyclotella*, *Cymbella*, *Hannaea*, *Meridion*, *Opephora*, *Reimeria*).
- grandes espèces incluant des formes érigées, filamenteuses, ou formant de longues chaînes, coloniales (*Diatoma*, *Ellerbeckia*, *Fragilaria*, *Gomphonema*, *Gomphoneis*, *Melosira*, *Synedra*).
- espèces à grande mobilité (*Navicula*, *Nitzschia*, *Sellaphora*, *Surirella*).

Quels outils d'évaluation ont été développés et sont utilisés pour évaluer l'impact anthropique et en particulier l'eutrophisation ?

Le groupe de publications le plus important en termes de nombre de publications (101 articles) concerne des études ayant pour objectif la mise au point ou l'utilisation d'indices biotiques.

La mise au point d'indices biotiques date des années 70-80 (ex : Lange-Bertalot, 1979, Coste in Cemagref 1982) même si des auteurs antérieurs avaient proposé des listes d'espèces indicatrices et leur préférence par rapport au niveau en pollution organique (ex. Kolkwitz and Marson 1908). Les indices sont basés sur la formule de Zelinka et Marvan (1961) :

$$index = \frac{\sum_{i=1}^n a_i v_i s_i}{\sum_{i=1}^n a_i v_i}$$

avec : a: les fréquences relatives estimées des taxons, s: leurs optimums écologiques, v : leurs tolérances.

Beaucoup d'autres indices ont été développés sur ce principe juste avant les années 2000 (par exemple : le Trophic Diatom Index TDI de Kelly & Whitton 1995 en Grande-Bretagne, l'Indice Diatomique des Genres IDG de Rumeau & Coste, 1988 ainsi que l'Indice Biologique Diatomées IBD de Lenoir & Coste, 1996 en France). Certains de ces indices ont été développés spécifiquement pour évaluer l'eutrophisation des rivières (Kelly & Whitton 1995, Rott et al. 1998) et certaines « check-lists » de traits d'espèces sont également dédiées à l'évaluation de la trophie (Van Dam et al. 1991).

A partir de 2000, avec l'application de Directive Cadre Européen sur l'Eau, différents indices ont été mis au point et appliqués dans les différents pays européens et constituent une part importante du cortège de publications de ce groupe de publications. D'autres études ont été publiées sur ce même thème aux USA (ex : Potapova & Charles, 2003, 2007), Canada (Lavoie et al. 2009), Afrique (ex : Ndiritu et al., 2006), Asie (ex : Tang et al. 2006), Australie (Newall & Walsh, 2005). Une étude européenne montre que les diatomées sont les meilleurs indicateurs du niveau d'eutrophisation/pollution organique des rivières (Hering et al., 2006) devant les macroinvertébrés, les poissons et les macrophytes (Tableau 4.16).

Tableau 4.16. Corrélation entre les métriques biologiques et les gradients d'eutrophisation/pollution organique. Le bioindicateur diatomées est le mieux corrélé. Source : Hering et al. (2006).

	No sites	Diatoms			Macrophytes			Invertebrates			Fish		
		max r^2	75 perc	share sg	max r^2	75 perc	share sg	max r^2	75 perc	share sg	max r^2	75 perc	share sg
All mountain streams	87	● 0.50	● 0.35	● 85.2	● 0.45	● 0.27	17.2	● 0.49	● 0.30	● 90.6	● 0.31	● 0.14	● 60.7
All lowland streams	98	● 0.67	● 0.59	● 88.9	● 0.30	● 0.20	20.7	● 0.24	● 0.11	● 59.4	● 0.22	● 0.10	● 21.4
Lowland streams U15 U23	25	● 0.73	● 0.47	● 81.5	● 0.40	● 0.30	6.9	● 0.37	● 0.30	● 53.1	● 0.58	● 0.47	● 32.4
Lowland streams D03 K02	21	● 0.75	● 0.41	● 37.0	● 0.82	● 0.78	55.2	● 0.37	● 0.35	● 6.3	● 0.69	● 0.42	● 17.9
Lowland streams S05 S06	27	● 0.84	● 0.73	● 77.8	● 0.73	● 0.62	51.7	● 0.72	● 0.45	● 28.1	● 0.41	● 0.25	● 17.9
Lowland streams O02	25	● 0.24	● 0.24	3.7	● 0.45	● 0.42	13.8	● 0.47	● 0.44	18.8	● 0.45	● 0.35	14.3

Correlation strength	% of metrics correlating	
$r^2 = 0.2-0.4$	●	20-40%
$r^2 < 0.6$	●	>40-60%
$r^2 < 0.8$	●	>60-80%
$r^2 < 1.0$	●	>80-100%

Parmi ces publications, l'évaluation de l'eutrophisation est régulièrement ciblée (ex. Stevenson et al. 2008 aux USA, Kelly 2003). En France, l'IBD (Coste et al., 2009), indice normalisé et utilisé en routine sur les réseaux de contrôle **évalue la pollution générale, notamment les altérations trophiques et organiques**. Certains auteurs discutent la pertinence des indices biotiques basée sur les profils écologiques des espèces, qui peuvent présenter un manque de robustesse pour la qualification de l'état écologique (Kelly et al. 2009a). En effet, l'identification à l'espèce des diatomées requiert une expertise élevée et il est montré qu'une certaine incertitude est liée à l'identification des espèces (Kahlert et al. 2009), ce qui peut influencer l'évaluation écologique des rivières (Besse-Lototskaya et al. 2006). D'autre part, Besse-Lototskaya et al. (2006) montrent qu'une même espèce peut se voir affecter des profils écologiques très différents d'un indice diatomique à l'autre. Enfin, pour évaluer le seul niveau en nutriments, une identification à l'espèce n'apporte que peu de plus-value en termes de pouvoir de bioindication par rapport à une détermination au genre (Rimet et al., 2012), alors que l'effort d'identification entre le

genre et l'espèce est très différent ; en effet, il y a généralement dix fois plus de taxons à connaître au niveau spécifique qu'au niveau générique. Enfin, Besse-Lototskaya et al. (2006) montrent que certaines métriques comme l'IDG sont moins sensibles à ces incertitudes.

Quelles sont les tendances d'évolution des outils indiciaires basés sur les diatomées

Il existe des tentatives de biomonitoring au **genre**, la taxonomie des diatomées étant complexe, tout en gardant à l'esprit la mise en garde de Round (1991) sur le fait qu'un genre peut regrouper des espèces à la polluo-sensibilité très différente. Depuis 2009, plusieurs auteurs ont cherché à utiliser des métriques plus faciles d'accès et plus robustes qu'une approche basée sur les espèces (cf. revue bibliographique de Tapolczai et al., 2016). Berthon et al. (2011) ont montré sur un jeu de données de l'est de la France que l'utilisation de l'abondance des formes de vie et de certaines guildes écologiques des diatomées permettait aussi d'apporter une information sur l'eutrophisation des rivières, au même titre que l'IBD. Keck et al. (2016) ont également montré qu'il existe un lien fort entre la phylogénie des diatomées et leur écologie et en particulier leur polluo-sensibilité : des espèces sœurs ont la plupart du temps des polluo-sensibilités proches (fig. 4.50). Ils ont donc proposé des indices simplifiés regroupant les espèces sœurs. Ceci a également été montré pour les herbicides : les diatomées d'un même clade répondent de manière similaire à la pression en herbicide (montré par des tests CE50 ; Larras et al., 2014).

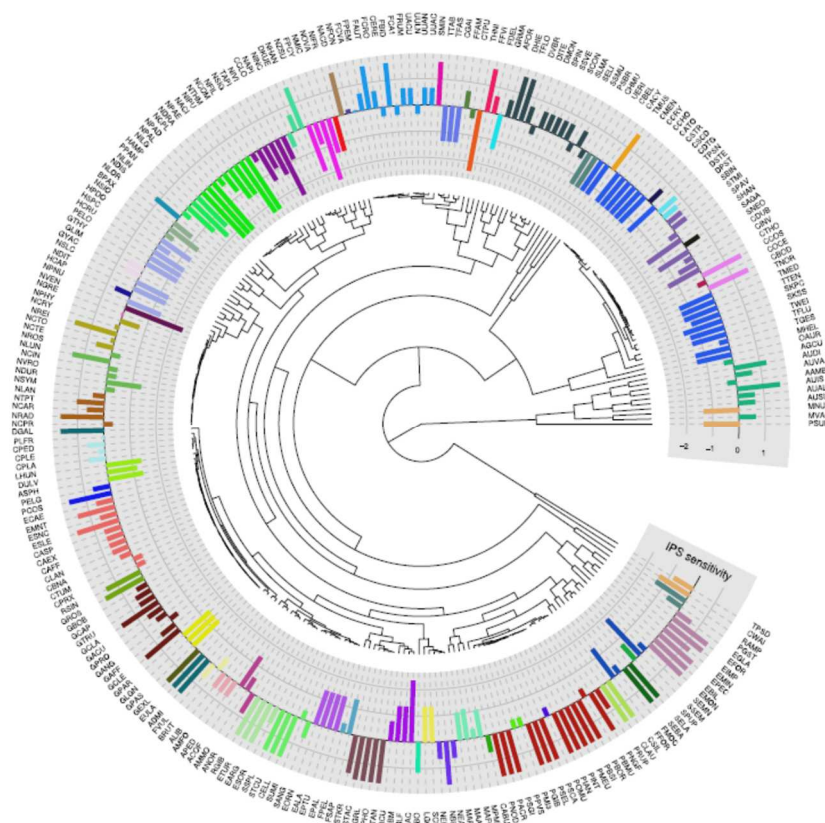


Figure 4.50. Phylogénie des diatomées ; pour chaque espèce est représentée sa polluosensibilité (valeur de l'indice diatomées IPS). Les couleurs correspondent à des groupes d'espèces définis statistiquement et ayant des polluo-sensibilités et des phylogénies proches. Source : Keck et al. (2016).

A signaler également la proposition toute récente d'un indice basé sur des traits biologiques et écologiques pour Mayotte (Vasselon et al., 2017), doté d'une bonne efficacité de bioindication. Cet indice basé sur les traits est subdivisé en deux sous indices, l'un évaluant la matière organique (pression anthropique la plus significative à Mayotte), l'autre le niveau en nutriments.

Enfin, pour répondre aux ambitions d'une évaluation holistique portée aussi bien par le CWA et la DCE, il existe des **approches multimétriques**. Depuis longtemps les chercheurs américains utilisent plutôt des indices multimétriques comme l'Indice Périphytique d'Intégrité Biologique (Hill et al., 2000, 2002, 2003; Griffith et al., 2002) ou l'Indice Diatomées de Rivière (Fore et Grafe, 2002), méthodes faisant appel à la compilation de différents critères biologiques en un seul « score ». Ces critères sont par exemple la richesse générique et l'abondance relative de certaines formes de vie/traits écologiques et de certains taxons (espèces dominantes, pourcentage d'espèces acidophiles, mobiles...). Larras et al. (2017) ont construit un tel indice avec les données des réseaux de surveillance en France ; ils montrent que la combinaison entre traits, indices biotiques et taxonomie (par exemple % de l'espèce *Eolimna minima*) optimise le diagnostic d'altération. Certains traits comme la richesse relative d'*Eolimna* genus marquent une contamination par les composantes de N.

Conclusion

Des indices biotiques basés sur les diatomées benthiques existent depuis les années 80. Ils sont basés sur la polluo-sensibilité des espèces et des comptages/déterminations en microscopie. Certains de ces indices et les listes de référence ont été développés spécifiquement pour évaluer l'eutrophisation des rivières, d'autres indices comme l'indice français IBD rend également compte de la teneur en matière organique du milieu. Les communautés de diatomées en rivière sont réactives aux flux et concentrations de N et P, propriété bien mise en évidence par une synthèse européenne qui classe les diatomées en tête des bioindicateurs pour évaluer cette pression anthropique. L'utilisation de métriques telles que les formes de vie, les guildes écologiques, nécessitant une expertise taxonomique moins poussée a complété les premières approches. Si l'on ajoute l'apport des outils multimétriques et la possibilité de combiner différentes propriétés (taxonomique, par trait, indicielle), il est possible de conclure que d'une façon générale les possibilités de diagnostic d'altération ont été augmentées, pour permettre d'extraire le maximum d'information de ce groupe biologique.

4.1.4.3.4. Utilisation des macrophytes

Christian Chauvin

Irstea

Yves Souchon

Irstea

Définition du terme « Macrophytes »

Le terme « macrophytes » recouvre un ensemble de végétaux appartenant à différents groupes taxinomiques parfois très éloignés. C'est la définition fonctionnelle qui a prévalu sur la définition botanique dans ce regroupement. Ce terme a été mieux défini dans les années 90-2000, avec l'utilisation de la végétation aquatique comme bioindicateur de qualité des cours d'eau. Les acceptions de ce terme peuvent encore différer selon les pays, principalement en raison des problématiques et des types de rivières spécifiques à chaque écorégion. Généralement, ce sont les communautés de végétaux supérieurs (phanérogames) qui constituent la base de ce que l'on nomme « macrophytes », avec leurs différentes formes de croissance : hydrophytes immergés, flottants, hélophytes. A ces phanérogames, que l'on pourrait qualifier de « macrophytes vrais » dans le cadre de ces approches fonctionnelles, un certain nombre d'autres groupes sont agrégés, en fonction de la place qu'ils occupent dans le milieu

aquatique et le fait qu'ils développent des formes caractéristiques d'une « grande plante ». Il s'agit en particulier des bryophytes (mousses, hépatiques), d'algues en colonies macroscopiques (algues filamenteuses ou en thalles), et de quelques autres groupes dont l'apparence les rapprochent de ces taxons : lichens, hétérotrophes filamenteux.

Ces « macrophytes aquatiques », compartiment biologique désormais communément défini par le fait qu'ils se présentent sous la forme d'individus ou de colonies visibles à l'œil nu (Symoens, Hooper et al., 1982 ; AFNOR, 2014), constituent un ensemble fonctionnel sur lequel il est possible d'appuyer les analyses de structure et de réponse des communautés aux facteurs environnementaux, ainsi que le développement de méthodes de diagnostic et d'évaluation de qualité des habitats.

Rappel d'éléments d'écologie des macrophytes utilisables en bioindication

En tant que producteurs primaires, ils répondent de façon directe mais nuancée au niveau et aux variations de l'ensemble des facteurs environnementaux qui conditionnent le niveau de production du système, c'est-à-dire, globalement, le niveau trophique (Haslam, 1987; Carr, 1998; Bornette and Puijalon, 2011). Comme dans tous les écosystèmes, les facteurs les plus déterminants de cette production sont en premier lieu ceux liés à la nutrition (azote, phosphore, silice, oligoéléments) et ceux liés à l'environnement de croissance (lumière, température, vitesse de courant, nature du substrat). Il est intéressant de noter que, dans un milieu aquatique courant, la production ne peut s'exprimer que si les paramètres environnementaux permettent aux producteurs primaires d'utiliser le potentiel fourni par les nutriments.

Les mécanismes complexes qui régissent le fonctionnement des communautés de macrophytes sont décrits plus en détail dans un chapitre ultérieur dédié.

Nous rappelons ici les éléments de compréhension essentiels nécessaires pour apprécier les avantages et limites de ce groupe en tant que bioindicateur, plus particulièrement pour la détection des signaux d'eutrophisation.

Dans les cours d'eau

Mebane et al. (2014) ont produit un schéma conceptuel qui résume cette écologie des macrophytes dans les cours d'eau (fig. 4.51).

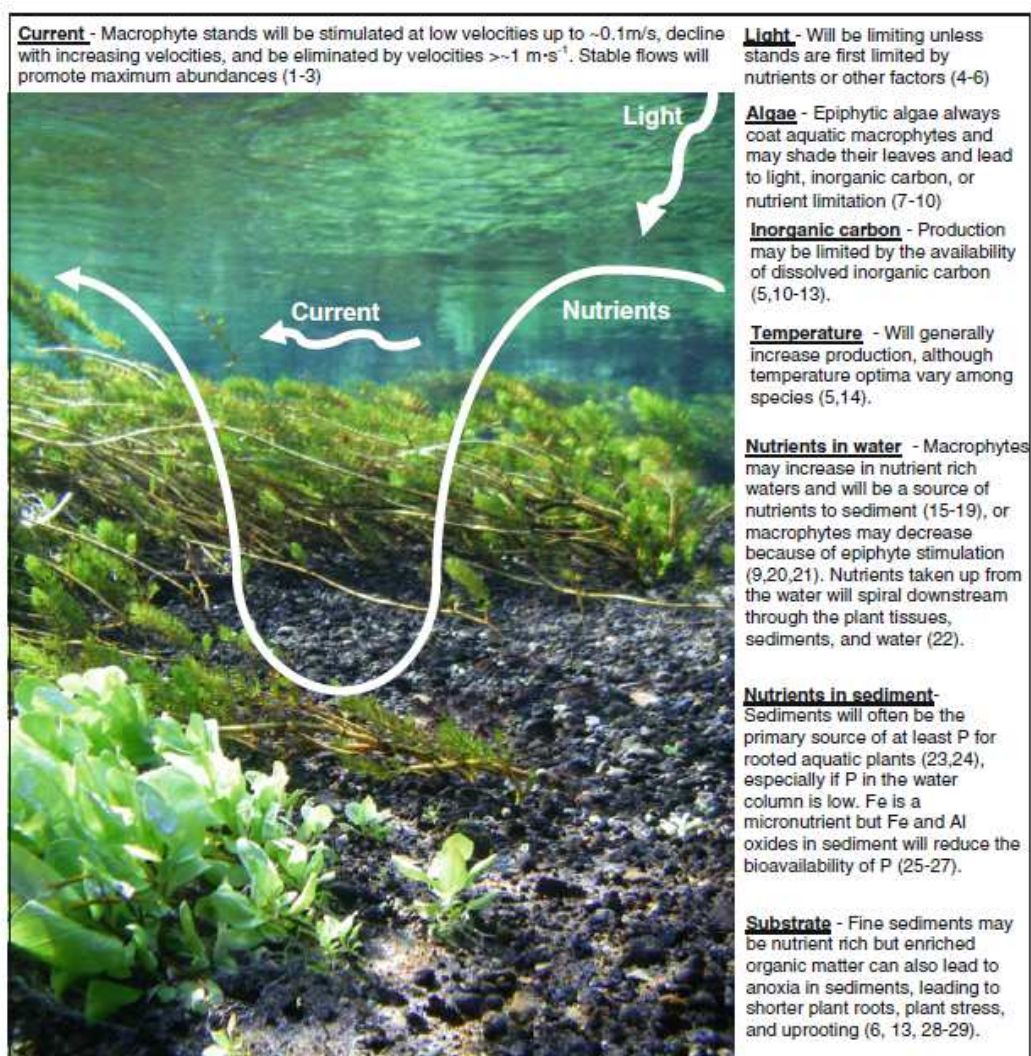


Figure 4.51. Schéma conceptuel des facteurs écologiques qui influencent la biomasse des macrophytes dans les eaux courantes. Source : Mebane et al. (2014)

Ainsi, les cours d'eau peuvent être discriminés d'abord sur leur dynamique hydrologique, entre des régimes stables, au sein desquels nutriments et lumière vont primer sur le développement des végétaux, alors que dans les régimes instables avec des crues fréquentes assorties de remaniements de substrat et de moindres dépôts de sédiments fins, le patron hydraulique jouera un rôle majeur.

Dans les « petits cours d'eau », avec leurs caractéristiques de renouvellement, de profondeur et de complexité de mosaïque d'habitat, on rencontrera surtout deux compartiments végétaux : les macrophytes et le périphyton. Dans les grands et très grands cours d'eau lents (en général d'un ordre de drainage de 5 et plus), se distinguent d'une part les habitats rivulaires ou annexes, assimilables à des milieux de petits ou moyens cours d'eau lents, d'autre part un habitat pélagique (chenal), dans lequel la production primaire est assurée en majeure partie par le phytoplancton. Cette distinction fonctionnelle explique la raison pour laquelle les phénomènes d'eutrophisation en cours d'eau ont surtout été abordés dans les très grands cours d'eau en étudiant le compartiment planctonique, qui permet de tenter d'adapter aux rivières les connaissances acquises sur les mécanismes d'eutrophisation en lacs. Même sur ce compartiment pélagique du chenal, le rôle des zones rivulaires ou annexes a également été souligné dans les mécanismes d'ensemencement biologique ou de réservoir de productivité (Lair and Reyes-Marchant 1997, Fig 4.52). Il est également intéressant de noter que, dans

certains cas, de grands systèmes fluviaux caractéristiques d'une eutrophisation « à plancton », comme la Loire moyenne en France, peuvent être l'objet d'un changement du patron végétal dominant en réponse à la diminution de la charge en nutriments, pour devenir des modèles mixtes voire localement dominés par les macrophytes (Richard and Juge, 2014).



Figure 4.52 : Rôle des bandes rivulaires dans le développement des phénomènes d'eutrophisation. Exemple de prolifération de *Ceratophyllum demersum* et d'exportation de matelas flottants dans le chenal central (Saône (71), Juillet 1997). Source : Chauvin, 2004.

S'agissant de **la relation aux nutriments**, il est important de signaler qu'elle est déjà plus complexe que pour les diatomées, dans la mesure où certains végétaux du groupe des macrophytes sont dotés de systèmes racinaires et qu'ils peuvent ainsi exploiter les nutriments des sédiments. Cela rend plus délicates les tentatives de corrélation entre nutriments dissous dans l'eau et macrophytes, sachant qu'il est aussi nécessaire de tenir compte des dynamiques d'installation et de croissance très dépendantes des saisons.

En constituant un des principaux compartiments de base du réseau trophique, utilisant directement les ressources minérales du milieu pour produire de la matière organique, les **végétaux macrophytiques traduisent un niveau trophique global**. A ce titre, ils intègrent l'ensemble des paramètres environnementaux qui conditionnent la productivité du système (Carpenter and Lodge 1986; van Donk and van de Bund 2002).

Si l'on considère les macrophytes vasculaires, la position écologique qu'ils occupent en fait des indicateurs sensibles non seulement au niveau de la ressource en nutriments dans la colonne d'eau, mais également dans les sédiments (hydrophytes enracinés). A ce titre, la sensibilité aux facteurs environnementaux autres que les nutriments dissous est plus élevée que les producteurs primaires unicellulaires, tels que les algues benthiques (diatomées, en particulier). Ces unicellulaires, de par leurs caractéristiques biologiques, réagissent principalement aux éléments chimiques (nutriments minéraux et organiques) ou physico-chimiques (turbidité, température, exondation), en présentant une sensibilité faible aux facteurs morphodynamiques (substrat, hydrologie).

Pour **évaluer des phénomènes d'eutrophisation**, les macrophytes sont donc susceptibles de montrer des différences de niveau de production potentielle même légères, liées au contexte environnemental global de l'écosystème : ralentissement du cours d'eau, modification de la granulométrie ou de l'éclairement, altération de l'hydrologie (Abati, Minciardi et al. 2016). L'agrégation des **algues coloniales** (principalement filamenteuses) dans le groupe fonctionnel des « macrophytes » apporte une sensibilité

particulière à cette approche, en focalisant sur les problèmes d'enrichissement nutritifs excessive le cas échéant. En effet, les unicellulaires coloniales sont susceptibles de montrer de fortes proliférations en réponse aux surcharges en nutriments, avec une forte réactivité. De même, les bryophytes apportent une sensibilité particulière à la nature et à la dynamique du substrat, susceptible de répondre à une élévation trophique par modification des fonctionnalités morphodynamiques.

Dans un gradient trophique typologique naturel, les communautés n'ont pas une réactivité identique vis-à-vis des phénomènes d'eutrophisation. En effet, dans un contexte oligo ou mésotrophe, une évolution légère du niveau trophique provoque une réponse potentiellement claire des peuplements. Il peut par exemple s'agir d'un glissement des syntaxons vers des formes altérées ou plus eutrophes, identifié par une approche phytosociologique, ou d'apparition de taxons dont les traits écologiques dénotent un changement de conditions environnementales ou l'apparition d'habitats plus eutrophes (Haslam 1987; Muller 1990; Haury and Muller 2008; Azzella, Rosatti et al. 2013). Dans des conditions typologiques eutrophes (secteurs aval de grands cours d'eau, drains principaux), les communautés sont adaptées à un environnement riche et productif. Les altérations trophiques entraînent des réponses plus lentes et nuancées par la variabilité du milieu et la diversité des habitats. Dans ces types de cours d'eau, il s'agit souvent de **crises ou de sauts trophiques** importants, s'accompagnant de phénomènes comme la prolifération d'algues filamenteuses ou la disparition de formations végétales rivulaires.

Enfin les végétaux ne doivent pas être considérés comme une simple réponse à des paramètres mésologiques, ils sont **acteurs à part entière du fonctionnement général des hydrosystèmes**, d'abord comme structure physique modifiant l'hydrodynamique locale (rôle non développé ici), et ensuite comme siège de réactions bio chimiques, en générant des flux gazeux avec leur environnement, qui ont un impact potentiellement important sur la **dynamique chimique** de la masse d'eau ou des sédiments : transport d'oxygène dans les sédiments, cycles nycthémeraux de l'oxygénation et du pH, séquestration de carbone (Edwards and Owens 1962; Caraco and Cole 2002; Park, Na et al. 2003; Desmet, Van Belleghem et al. 2011).

Dans les lacs

Il existe un consensus dans la littérature pour considérer que lorsque le niveau de nutriments augmente, les lacs passent de phases claires dominées par des végétaux fixés à des phases turbides, où le phytoplancton est dominant et masque la lumière des précédents. Par conséquent, en termes de bilan énergétique, dans la deuxième situation où le phytoplancton prend le pas, moins d'énergie est capturée par les niveaux trophiques élevés et plus par les plus bas. La perte des végétaux fixés a des conséquences en cascade sur le zooplancton et les autres organismes qui en dépendent pour leur habitat et leur nourriture (Carpenter et al., 2003). Scheffer et al. (1993 in 2007, fig. 4.53) ont théorisé ces changements de régimes et la relation générale entre turbidité en fonction de la végétation et des concentrations en nutriments.

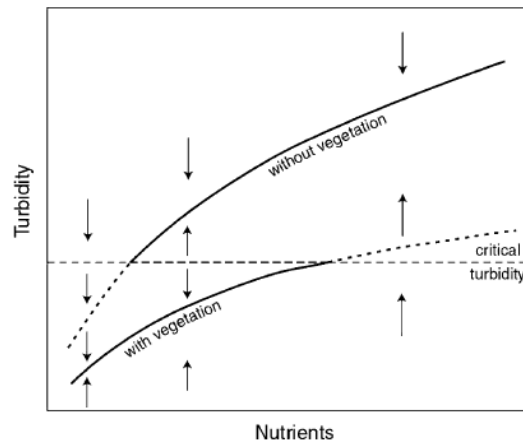


Figure 4.53. Equilibres alternatifs de la turbidité des lacs selon le niveau de végétation et de nutriments. D'après Scheffer, 1993 cités par Scheffer et al., 2007.

L'existence de deux états de stabilité des lacs peu profonds a d'importantes implications en matière de restauration.

Principales caractéristiques de la réponse des macrophytes à l'eutrophisation

La biomasse

La biomasse est le principal indice visible de la prolifération de macrophytes. C'est d'ailleurs la source de nuisance qui motive les gestionnaires dans la plupart des cas, pour comprendre les mécanismes dans l'objectif de mettre en place des actions palliatives ou correctrices (Figures 4.54 et 4.55).



Figure 4.54. Développement de la biomasse de populations de deux espèces (une autochtone : *Najas minor* et une exotique : *Cabomba caroliniana*) lors de l'épisode de canicule de 2005 dans un canal lentique eutrophe (Canal de Bourgogne, 21). Clichés C. Chauvin.



Figure 4.55: Quelques illustrations de proliférations végétales caractéristiques de phénomènes d'eutrophisation. De droite à gauche et de haut en bas. a/ ralentissement et échauffement d'un petit cours d'eau derrière un seuil de prise d'eau (haut cours du Lez, 34). b/ Recalibrage d'un cours d'eau à étiages sévères, dans un contexte de plaine agricole (la Tille, 21). c/ Prolifération de végétation flottante (plusieurs espèces de lentilles d'eau) dans le cours aval d'un cours d'eau subissant un rejet urbain dans le haut de son parcours (la Vallière, 71). d/ Prolifération d'hydrophytes enracinés (*Potamogeton pectinatus*) en aval d'un rejet de station d'épuration urbaine (la Reyssouze, 71). e/ Prolifération d'algues filamenteuses (*Cladophora glomerata*) en réponse à une forte charge en phosphore dissous (le haut Doubs, 25). f/ bloom phytoplanctonique en grand cours d'eau (la Saône, 71). Clichés C. Chauvin, campagnes de suivi de l'eutrophisation sur le bassin RMC 1988-1998.

Les épisodes de prolifération peuvent générer des biomasses importantes. Les valeurs observées et retranscrites dans la littérature ou les rapports techniques font état de quelques dizaines à quelques centaines de grammes par m². Une étude menée en 2006 sur un canal de navigation avait fourni des valeurs de 0.1 à 0.6 kg/m² de matière sèche pour des peuplements de phanérogames immergés (Dutartre, Chauvin, et al. 2006), ce qui correspondait aux valeurs pour différentes espèces comparables obtenues par plusieurs auteurs dans des systèmes lenticques (Unni 1976; Sanders 1979; Xie, Cui et al. 2000). Ces biomasses sèches représentent des masses fraîches de 3 à 10 fois plus élevées, selon les espèces en présence, la densité des herbiers et le patron de colonisation des sites.

Les **algues**, par la densité des formations **filamenteuses** qu'elles génèrent, **dépassent ces biomasses observées pour des phanérogames**. Dans des cours d'eau à courant rapide et à profondeur faible, le recouvrement peut approcher 100% de la surface en eau, pour des biomasses atteignant 3 kg.m⁻² (par ex. mesures réalisées par la DIREN de Franche-Comté, in (GIS Macrophytes des eaux continentales 1998)). Dans les années 80 et 90, plusieurs études ont visé à quantifier ces valeurs ou établir des bilans

techniques et bibliographiques (Nauleau 1988; Peltre, Légize et al. 1993). Bien qu'il faille être vigilant quant à la représentativité des résultats pour les raisons de difficulté d'extrapolation des mesures réalisées par quadrats, les valeurs obtenues étaient cohérentes avec la fourchette de celles notées dans la littérature scientifique des années 70 (Whitton 1970; Pitcairn and Hawkes 1973).

La prolifération d'algues filamenteuses est généralement ressentie comme une nuisance sévère, car ces organismes unicellulaires opportunistes et très productifs sont susceptibles de développer des biomasses très importantes en très peu de temps, selon l'évolution des conditions hydrométéorologiques. 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. Le déterminisme de ces dynamiques et les facteurs déclenchant des proliférations ont été étudiés, principalement sous la forme d'études techniques menées par les organismes gestionnaires. Pour les algues filamenteuses les plus opportunistes et répandues, les paramètres les plus souvent cités sont de fortes charges en phosphore, l'élévation de la température, la banalisation de l'habitat, l'augmentation de l'éclairement (Nauleau 1988; Hannesdóttir, Gíslason et al. 2013). Des approches plus récentes ont proposé des modèles conceptuels de dynamique de ces proliférations de biomasse en fonction du niveau d'enrichissement en nutriments (Hilton et al., 2006 ; Fig. 4.56).

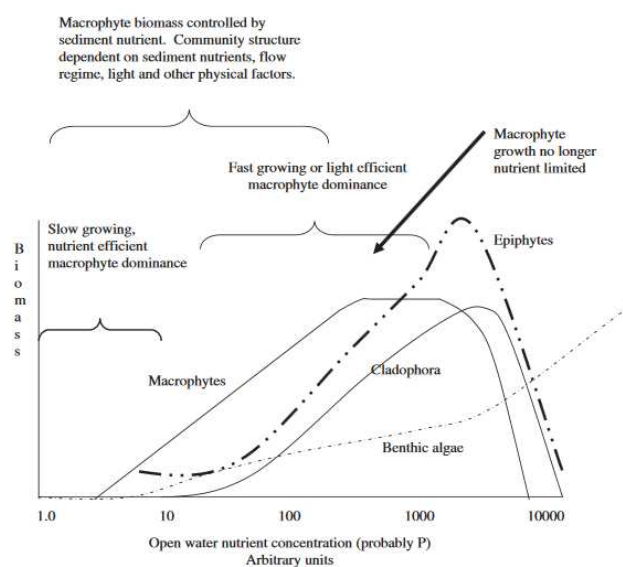


Figure 4.56. Relation entre la concentration en nutriment limitant dans une rivière et la biomasse de différents types de plantes (Hilton et al., 2006).

Ce critère de biomasse, assez lourd d'un point de vue opératoire notamment pour disposer d'échantillons saisonniers représentatifs (fig. 4.57), n'est approché que par proxys, l'abondance et le recouvrement, dans les protocoles de suivi standard de type DCE (une seule campagne annuelle).

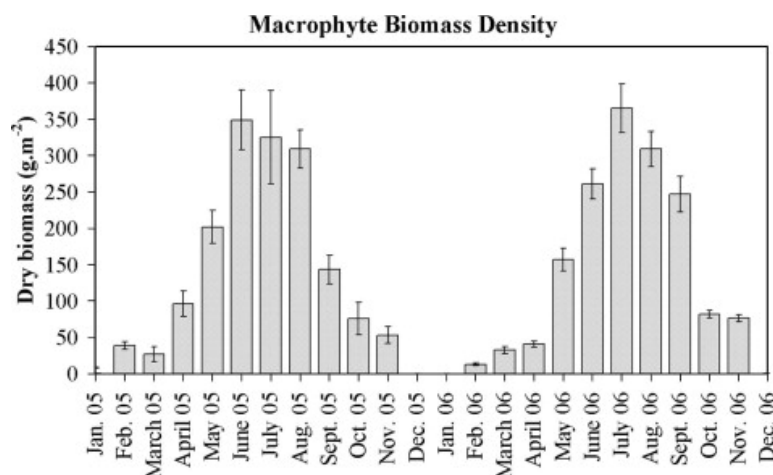


Figure 4.57. Développement de la biomasse de macrophytes en fonction des saisons (cours d'eau Aa (2005-2006). Source : Desmet et al. (2011).

La composition des communautés

L'évolution des communautés végétales aquatiques en fonction du niveau trophique ou de l'intensité des mécanismes d'eutrophisation se traduit également par une modification de leur composition. Outre l'évolution floristique et phytosociologique, des métriques caractéristiques d'un changement d'état peuvent être recherchées dans la composition des peuplements, en particulier dans la contribution relative de groupes caractéristiques. C'est par exemple la démarche qui a été utilisée pour caractériser les changements trophique dans les modèles de classement d'état écologique au sens de la Directive européenne sur l'eau, lors des exercices d'inter calibration de différentes méthodes nationales (Birk and Willby, 2011).

L'utilisation d'espèces ou de groupes indicateurs de problèmes d'eutrophisation a également été testée dans plusieurs cas. Il s'agit soit de types de peuplements spécifiques et très sensibles, tels que les très petits cours d'eau oligotrophes (Muller 1990), ou d'espèces proliférantes à forte production (Othman et al. 2013 ; Othman et al., 2014).

On retiendra avec Hilton et al. (2006) des évolutions homologues des systèmes soumis à de concentrations croissantes de nutriments :

- Croissance excessive des algues planctoniques en suspension,
- Croissance excessive des macrophytes aquatiques,
- Réduction du nombre d'espèces,
- Changements vers une dominance d'algues benthiques et planctoniques,
- Augmentation des durées d'évènements à faible taux d'oxygène dissous,
- Exacerbation des évolutions journalières de pH (fig. 4.58),
- Blooms à cyanophycées plus fréquents,
- Eaux plus colorées plus fréquemment en vert ou brun.

Il existe des situations nuancées pour ces manifestations générales, liées au contexte géologique (à concentration de nutriment égale, manifestation plus intense de l'eutrophisation dans des eaux à faible alcalinité), au temps de résidence temps courts associés à des algues benthiques, temps long par du phytoplancton), aux situations avec ou sans ripisylves qui régulent l'intensité lumineuse et la photosynthèse, à la dynamique hydrologique et aux fréquences de crues « abrasives » et bien sûr aux flux et concentrations de nutriments.

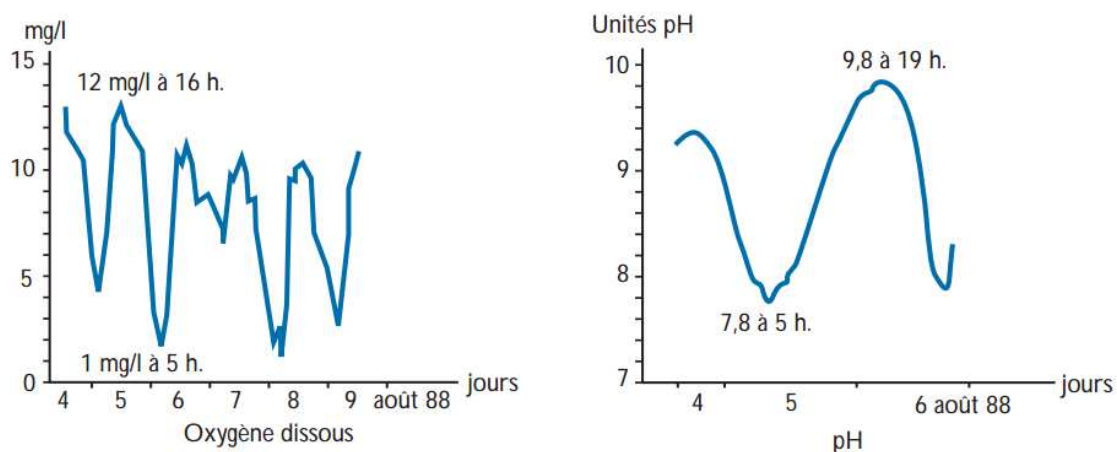


Figure 4.58. Exemple de cycles nycthémeraux de l'oxygène dissous et du pH dans un cours d'eau soumis à des proliférations algales (haut Doubs, 1998). (Agence de l'eau RMC, 1996).

Indicateurs

La plupart des indicateurs biocénotiques développés sur la base des peuplements macrophytiques en vue d'évaluer une qualité ou un état écologique répondent au niveau trophique, de manière plus ou moins directe (Birk, Korte et al. 2006). Ces travaux ont d'ailleurs été orientés dans ce sens, du moins en Europe, par les prescriptions de la Directive européenne sur l'eau.

Les méthodes d'évaluation utilisées dans ce cadre DCE sont basées sur la mesure d'un écart à la référence. Ce concept doit donc permettre d'évaluer un niveau trophique supérieur à celui normalement attendu dans le type de cours d'eau en question.

Ces indicateurs ayant été **conçus puis calibrés pour répondre à l'ensemble des pressions anthropiques**, ils ne sont pas spécifiquement tournés vers la mise en évidence et l'évaluation de dérèglements trophiques. Actuellement, les recherches sur le développement de métriques spécifiques de diagnostic, de spectre de réponse moins large mais plus précise dans leur sensibilité aux pressions visées, pourraient comporter des outils orientés vers l'identification et la quantification de l'eutrophisation.

Quelques repères sur la relation nutriment/macrophytes

Dodds et Welch (2000) postulent qu'en cas de dominance des macrophytes comme compartiment de production primaire dans les cours d'eau et les fleuves, il est difficile de définir des critères de seuils de nutriments. Comme cela a été signalé, ne serait-ce qu'en raison de la faculté de ces plantes à couvrir une partie de leurs besoins grâce à leurs systèmes racinaires.

Mainstone et Parr (2002) explicitent le fonctionnement biologique, et notamment les deux sources utilisées par les macrophytes, en regard du cycle général du phosphore et de ses différentes formes particulières (dominantes) et solubles (fig. 4.59), ainsi que sa biogéochimie impliquant une phase sédimentaire conséquente.

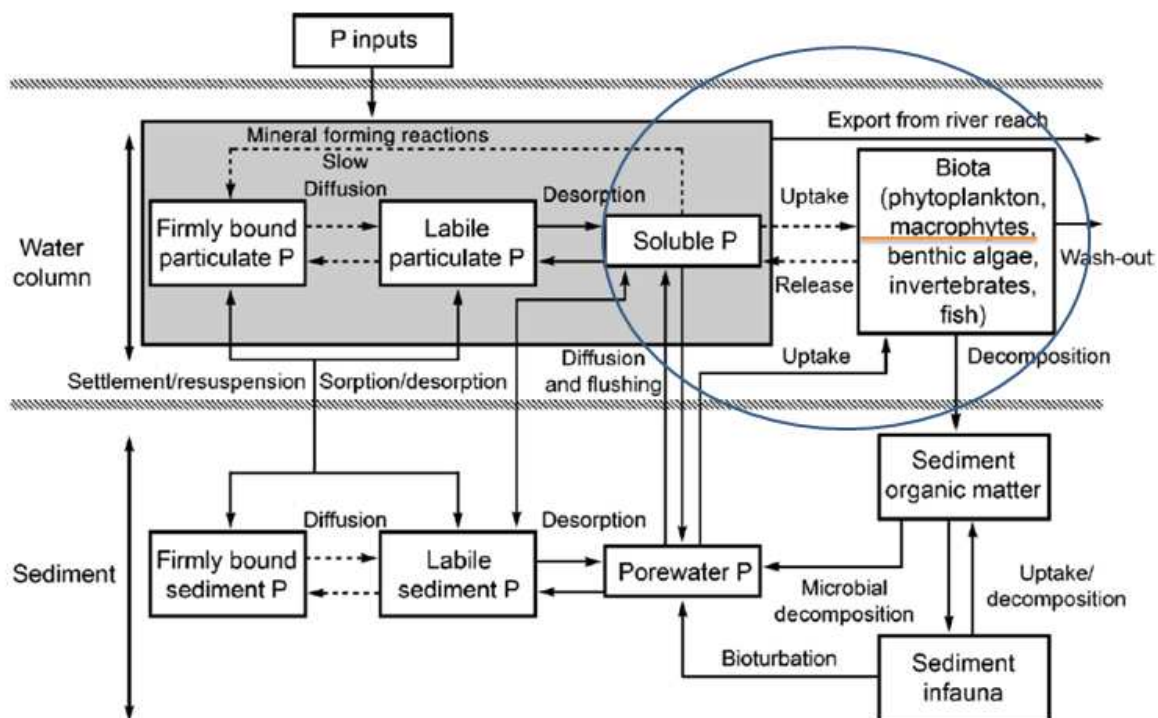


Figure 4.59. Cycle biogéochimique du phosphore et interactions avec le compartiment biotique (cercle bleu) ; les macrophytes sont soulignées en rouge. Source : Mainstone et Parr (2002).

D'après Meybeck (1982), les niveaux naturels de P dissous sont très bas, autour de 0,01 mg P/L pour PO₃-4 et 0,025 pour P dissous total dans différents fleuves mondiaux. Smith et al. (2003) cités par Allan et Castillo (2007) ont synthétisé les données de 1000 sites en zone tempérée ; ils indiquent que le 1/3 bas des valeurs de concentration de TP se situe à 0,025 mg/L et que le 1/3 haut à 0,075 mg/L. Dans les cours d'eau situés dans des bassins versants agricoles, le P dissous se situe entre 0,05 et 0,1 mg/L ; il peut atteindre 1mg/L à l'aval d'effluents de STEP (Mainstone et Parr, 2002). Les pertes de P liées à des prairies fertilisées sont sous forme dissoute en étiage, alors qu'elles sont majoritairement sous forme particulaire pendant les crues (Heathwaite et Dils, 2000). Comme la majorité du P diffus est amenée lors des crues en association avec les sédiments entraînés, il est hautement probable que ces apports ne fassent que transiter et soient exportés vers l'aval (Mainstone et Parr, 2002).

Cette variabilité saisonnière des formes dissoutes et adsorbées du P montre qu'il faut être prudent quant à la recherche d'une relation simple entre concentration en nutriment et seuil biologique dans les cours d'eau.

A titre d'exemple, Stevenson et al. (2012) ont étudié le contexte particulier de 70 cours d'eau dans le bassin de l'Illinois, à la frontière de l'Oklahoma et de l'Arkansas (USA), en liaison avec des effluents d'élevage avicole et urbains, pourvoyeurs de grandes quantités de phosphore, très au-dessus des valeurs mesurées dans des cours d'eau non influencés de la même région. La concentration de P provenant des 2 origines a été corrélée aux biomasses algales considérées comme nuisances (algues filamenteuses) au printemps et dans une moindre mesure en été (fig. 4.60). Un seuil de nuisance a été déterminé à 27 µg P /L (fig 4.61), au-delà duquel de faibles augmentations de concentrations occasionnent des développements d'algues filamenteuses recouvrant de 4 à 36 % de la surface des cours d'eau.

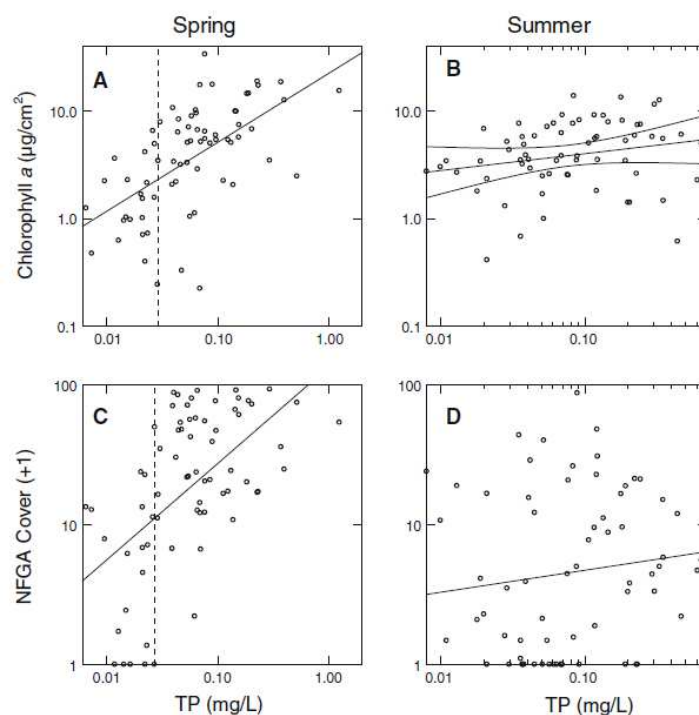


Figure 4.60. Relations entre TP, chlorophylle *a* comme proxy de la biomasse algale et les recouvrements d'espèces algales NFGA (*Cladophora*, *Rhizoclonium*, and *Oedogonium*), au printemps (A, C) et en été (B, D). Les diagonales indiquent la relation linéaire, avec une très grande dispersion des points de mesure. La ligne pointillée verticale indique un point de bascule calculé par CART (méthodologie non détaillée ici). Source : Stevenson et al. (2012).

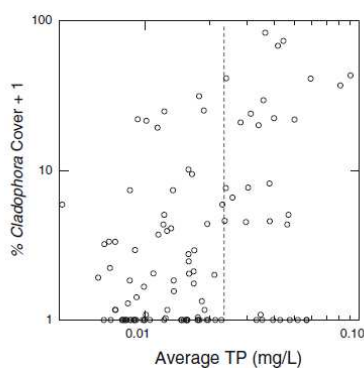


Figure 4.61. Seuil de rupture de la couverture d'algues *Cladophora* déterminé statistiquement par CART pour des cours d'eau du Michigan et du Kentucky. Stevenson et al., 2006, in Stevenson et al., 2012.

Les différentes modalités d'occupation des sols et de transferts dans les bassins produisent des situations de déséquilibre des rapports N/P. C'est une des raisons pour lesquelles, même si P est généralement considéré comme limitant dans les eaux douces, plus particulièrement pour les lacs, il est nécessaire d'accorder aussi attention aux effets des différentes formes de l'azote. L'augmentation de la charge en azote s'accompagne de la réduction de biodiversité des plantes et de changements dans la structure des communautés de macrophytes (revue de Moss et al., 2013). Ainsi, ces communautés peuvent changer de dominance par des plantes submergées à des plantes flottantes quand N augmente (Feuchtmayr et al., 2009), et le point de bascule peut être très bas autour de 2 mg/l N comme l'ont montré Gonzalez Sagrario et al. (2005). Dalton et al. (2015) montrent également dans des cours d'eau

du Canada que la richesse floristique des plantes aquatiques diminue avec l'augmentation des nitrates, et phénomène moins étudié, celle des plantes ripicoles de la ripisylve suivent le même patron.

Quid des invasives ?

La problématique des espèces invasives pose des questions particulières sur l'état des fonctionnalités et le niveau trophique des hydrosystèmes. La dynamique de prolifération de ces espèces n'est pas encore bien connue. Le comportement de ces espèces en phase de colonisation active est difficile à interpréter et à utiliser quant aux caractéristiques de l'habitat qu'ils sont susceptibles de traduire.

La grande majorité des espèces végétales aquatiques invasives ont des préférendums larges. Ce sont des espèces plutôt eutrophes, capables de coloniser des milieux dégradés. Elles sont à l'origine de proliférations importantes. Leurs relations avec les mécanismes d'eutrophisation ne sont pas directes. Il est toutefois très probable que l'eutrophisation génère un terrain favorable à l'implantation de ces espèces ubiquistes à forte productivité.

Si les liens originaux entre dysfonctionnement trophique des systèmes et invasions biologiques n'est pas bien cerné, et probablement pas univoque, la forte production de biomasse résultant de ces proliférations d'espèces exogènes est un paramètre d'eutrophisation des systèmes.

Indices basés sur les macrophytes

Différents indices basés sur les propriétés des macrophytes ont été développés notamment en Europe depuis l'entrée en vigueur de la DCE en 2000. Birk et Wilby (2010) et Birk et al. (2012) ont synthétisé les différentes approches.

En cours d'eau

Pour les cours d'eau, une première limitation signalée par Dalton et al. (2015) tient à l'examen des seules espèces strictement aquatiques, sachant que les communautés des ripisylves sont également susceptibles de renseigner sur le niveau de général de trophie (Dawson, 2002), et qu'elles jouent un rôle important comme régulateur de la qualité de l'eau (revue de Dosskey, 2010). Les protocoles des suivis standards ne tiennent pas toujours compte des biotopes annexes (Demars et al., 2012).

Une autre limite tient au fait de la possibilité de nutrition des plantes fixées soit à partir des éléments dissous, soit à partir des éléments contenus dans les sédiments, ne rendant pas la relation nutriments dosés dans l'eau/plantes toujours linéaire et simple à déconvoluer (Schneider et Melzer, 2003).

Schneider et al. (2012) montrent que d'autres paramètres que la seule richesse en nutriments, comme le substrat et les caractéristiques des berges expliquent les communautés de macrophytes submergées et émergentes. Dans des situations particulièrement artificialisées, comme cela se produit lorsque les cours d'eau sont équipés de plusieurs barrages, les portions résiduelles des cours d'eau sont soumises à des régulations des débits (débits réservés et lissage des crues), des blocages de sédiments, conduisant à des incisions et à de l'armurage des substrats. Ces effets associés avec de fortes concentrations en nutriments et à des températures chaudes créent toutes les conditions favorables à une prolifération de macrophytes aquatiques (Tena et al., 2017, Ebre en Espagne).

Comme pour d'autres groupes, les macrophytes sont utiles comme bioindicateurs de la qualité générale des cours d'eau et à ce titre un des éléments de qualité requis pour la DCE. Ils sont susceptibles de renseigner sur le degré de trophie général, mais aussi sur la minéralisation des eaux, mais il est prudent de contextualiser les situations en tenant compte (i) des conditions mésologiques et physiques,

essentiellement influencées par la zonation longitudinale, (ii) de l'hydrodynamique et (iii) des conditions d'éclairement.

Demars et al. (2012) ont comparé les principaux indices utilisés pour les cours d'eau en Europe, dont l'indice français IBMR et leurs métriques (Tableau 4.17).

Tableau 4.17. Indices macrophytes en cours d'eau avec présence (●) ou absence (○) des métriques sélectionnées. Source : Demars et al. (2012).

Table 1 River macrophyte indices with the presence (●) absence (○) of selected criteria

Indices*	Damage rating	RTSI	Ecological diagnosis	TIM	IBMR	CBAS	GLM	RMNI	RMHI
Criteria/Date	1982	1999	2000	2003	2003	2005	2009	2009	2009
1. Survey in main channel and backwaters	●	●	○	●	●	●	●	●	●
2. Taxa: algae, bryophytes and vascular plants	○	○	●	○	○	○	○	○	○
3. Species trait	●	○	○	○	●	●	●	●	●
4. Biological mechanisms	●	○	○	○	○	○	○	○	○
5. Independence of biogeography	○	●	○	○	○	○	○	○	○
6. Objective species or trait indicator value and tolerance	○	●	○	●	○	●	●	○	○
7. Site index score with ecological accuracy	○	○	○	●	○	●	●	○	○
8. Reference conditions based on typology or site specific conditions	●	○	○	○	○	●	○	○	○
9. Tested on independent data	○	○	○	○	○	●	●	○	○
10. Bioindication claim(s)	Gross pollution	N, P	NH ₄ , PO ₄ Scouring, Ground-water, Sedimentation	N, P water & sediment	Organic pollution NH ₄ PO ₄	pH, EC NO ₃ O ₂ silt	pCO ₂ (NH ₄ PO ₄)	N, P	Hydro-morphology
11. Independence of confounding factors	●	○ EC	○ pCO ₂	○ pCO ₂ redox	○ HCO ₃ pCO ₂	○ HCO ₃ slope	● (NH ₄ PO ₄)	●	●
12. Peer reviewed	●	●	●	●	○	●	●	○	○
13. Used by public agencies or private consultancies	?	○	?	?	●	?	?	●	●

*Indices' names and references: Damage rating (Haslam, 1982); River Trophic Status Indicator (RTSI; Ali *et al.*, 1999); Ecological diagnosis (Amoros *et al.*, 2000); Trophic Index of Macrophytes (TIM; Schneider & Melzer, 2003); Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR; AFNOR, 2003; Haury *et al.*, 2006); CCA Based Assessment System (CBAS; Dodkins *et al.*, 2005); General linear model (GLM, Demars & Trémolières, 2009); River Macrophyte Nutrient Index (RMNI, Willby *et al.*, 2009); River Macrophyte Hydraulic Index (RMHI, Willby *et al.*, 2009).

Le titre de la publication de ces auteurs (Demars et al., 2012) est assez éloquent « **River macrophyte indices: not the Holy Grail!** » ; ils réaffirment que ce type d'indice peut faciliter le repérage de stations altérées dans une population de sites de grande taille, mais que leur application à des sites individuels est assortie d'une grande incertitude sur les causes des altérations.

Wiegand et al. (2015) ont utilisé des séries temporelles de 21 ans provenant de cours d'eau du nord-ouest de l'Allemagne. Leur conclusion est convergente avec celle de la publication précédente : les 6 indices testés ne rendent pas fidèlement compte des dynamiques observées de macrophytes. Des facteurs tels que la dynamique hydrologique ou l'ombrage local aux stations de prélèvement président grandement aux variations interannuelles des végétaux. Parmi les facteurs d'amélioration, ils proposent d'ajouter des composantes fonctionnelles comme la croissance, paramètre qui sera difficile à ajouter dans des protocoles de suivi standard.

Une autre piste pour traiter spécifiquement de l'eutrophisation des cours d'eau est peut-être de s'affranchir de la contrainte de construction d'un indice à visée holistique. Une bonne connaissance de la typologie des milieux et de l'écologie botanique avait permis aux chercheurs anglais de proposer au début des années 2000 une classification somme toute assez simple des situations rencontrées au Royaume Uni (Carvalho et al., 2002) :

- cours d'eau pauvres en nutriments : biomasse relativement faible, grande diversité de plantes supérieures (higher plants), bryophytes ou algues,
- cours d'eau à niveau moyen de nutriments : forte biomasse mais moins d'espèces de plantes supérieures,
- cours d'eau à forte concentration de nutriments : domination d'un faible nombre d'espèces de plantes supérieures ou de macro algues,
- cours d'eau à très forte concentration de nutriments : domination de colonies de quelques espèces avec des périodes à algues filamenteuses et pertes des plantes supérieures

Ces auteurs donnent comme repère de très bon état des situations où le SRP est < 10 µg/L en moyenne annuelle, ce qui correspond aussi à un point d'accélération de la croissance de *Ranunculus*.

Les valeurs proposées au Royaume Uni par les agences environnementales correspondent à 4 classes dont les limites sont 20, 60, 100 et 200 µg/L SRP respectivement pour les situations oligotrophes, mésotrophes, méso eutrophes et eutrophes (Environment Agency, 1998).

Enfin, Carvalho et al. (2002) analysent qualitativement les avantages et inconvénients des différentes méthodes biologiques quant à leur faculté de discrimination de gradients de nutriments (Tableau 4.18). Ils le complètent d'un tableau synthétisant les valeurs de nutriments généralement proposées pour les classes d'état écologique (Tableau 4.19).

Tableau 4.18. Biomonitoring dans les réseaux du Royaume Uni. Avantages et inconvénients relatifs aux différentes méthodes. La méthode UK ou MTR (Mean Trophic Rank, Holmes 1995) relative aux macrophytes est encadrée. Source : Carvalho et al. (2002).

River Schemes	Advantages	Disadvantages
Phytoplankton: chlorophyll <i>a</i> (EA/EC schemes)	Highly sensitive to nutrients Simple, rapid response Integrates limiting factors	Highly dynamic Not consistently present
Phytobenthos: TDI	Highly sensitive to nutrients Rapid response Present in all watercourses	Relatively specialist training required
Macrophytes: MTR	Practical relevance Data rich Historical records for defining reference conditions	Response difficult to interpret in terms of nutrients alone. Species poor Not consistently present
Benthic Invertebrates: RIVPACS	Data rich Well developed EA technique Present in all watercourses	Response difficult to interpret in terms of nutrients alone.
Fish: SERCON	Practical relevance Data rich Historical records for defining reference conditions	Response difficult to interpret in terms of nutrients alone. Species poor

Tableau4.19. Comparaison et propositions de limites de classes pour l'état écologique des cours d'eau du Royaume Uni, élément de qualité « macrophyte ». Source : Carvalho et al. (2002).

Status	Class definitions	Detailed field studies [‡]	MTR assessment ^{**}	Proposed range limits (alternative less rigorous value)
High	Undisturbed or minor anthropogenic alterations	10 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 3.7 mg N l^{-1}	18-40 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 0.2-0.8 mg N l^{-1} Plant types: Mostly bryophytes	<10 (<25) $\mu\text{g P l}^{-1}$ 0.2 (0.5) mg N l^{-1}
Good	Slight deviation in biology from undisturbed. No significant undesirable disturbance	49 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 4.0 mg N l^{-1}	40-80 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 0.8-2.2 mg N l^{-1} Plant types: Mostly bryophytes and submerged species	30-40 (75) $\mu\text{g P l}^{-1}$ 0.8 (1.5) mg N l^{-1}
Moderate	Moderate deviation in biology that may produce a significant undesirable disturbance in other biological and physico-chemical elements	112 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 2.8 mg N l^{-1} (increased to 8 mg N l^{-1} in 2000)	90-125 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 2.2-5.5 mg N l^{-1} Plant types: Submerged and emergent species	60 (100) $\mu\text{g P l}^{-1}$ 2 (4) mg N l^{-1}
Poor	Major alterations in biology. Substantial deviation from undisturbed		125-450 $\mu\text{g P l}^{-1}$ 5.5-8.0 mg N l^{-1} Plant types: Includes <i>Cladophora</i> agg.	100 (200) $\mu\text{g P l}^{-1}$ 6 (8) mg N l^{-1}
Bad	Severe alterations in biology. Undisturbed communities largely absent		>450 (-c6000) $\mu\text{g P l}^{-1}$ >8.0 (- c12) mg N l^{-1} Plant types: Mostly emergent spp. but includes <i>Enteromorpha</i>	>500 $\mu\text{g P l}^{-1}$ > 8 mg N l^{-1}

[‡]Data of the detailed field studies are derived from Westlake *et al.* (1972)

^{**}MTR assessment is derived from the 129 MTR species ordered by their relationship with mean soluble phosphate-P or nitrate-N and divided equally with proposed range limits for P and N based upon consideration of dispersion of values.

En lacs

Pour les lacs (300 lacs danois) Sondegaard et al. (2010) indiquent que les macrophytes répondent bien à l'eutrophisation, mais que les métriques étudiées ne répondent pas avec assez de précision pour définir des seuils nets : pour des valeurs de P comprises entre 0,03 et 0,07 mg/L, la couverture des plantes dans les lacs peu profonds s'étageait entre 0 et 100 %.

Lyche-Solheim et al. (2013) ont bénéficié d'une base de comparaison beaucoup plus grande et plus diversifiée couvrant 2000 lacs dans 22 pays européens. Ils mettent en évidence que les métriques du compartiment végétal qui répondent le mieux à l'eutrophisation sont la chlorophylle a, un indice de composition taxonomique et un indice de trait fonctionnel pour le phytoplancton et une métrique de composition taxonomique des macrophytes. Parmi les réponses moins nettes, ils signalent l'indice macrophyte Ellenberg (classement botanique d'affinité pour l'azote). Un nouvel indice macrophyte basé sur une sélection de traits est aussi dédié au repérage des situations à fort marnage et à la qualité morphologique des berges.

Discussion, conclusions

Le compartiment macrophytes répond à un gradient de niveaux trophiques et constitue donc un indicateur d'eutrophisation.

En cours d'eau, les développements végétaux excessifs se traduisent par des nuisances bien repérables par des observateurs profanes, en particulier quand se produisent des explosions d'algues filamenteuses. Des chercheurs du Montana ont pu montrer que la perception du niveau de nuisance par le public ayant à juger plusieurs photos avec des densités croissantes de formations algales corroborait les standards de seuils établis par les agences environnementales : seuil jugé comme indésirable compris entre 150 et 200 mg/L de Chlorophylle a (Suplee et al., 2009). On rapprochera cela du chapitre où sont abordées les sciences sociales, qui insistent sur la nécessité qu'un phénomène soit visible pour qu'il y ait prise de conscience publique et problématisation.

La mise en place en 2000 de la DCE a incité la mise au point d'outils de boindication multimétriques capables de révéler des dysfonctionnements de tous ordres, au détriment parfois d'outils simples qui préexistaient. Les nouveaux indices remplissent leur fonction de révélateur de perturbations pour des stations de réseau, mais ils ont plus une pertinence à large échelle qu'une pertinence locale. Plusieurs indicateurs, chacun répondant à un champ propre avec des redondances inévitables, aident à mieux cerner le niveau et parfois la nature des altérations.

Selon la nature de la perturbation, ici l'eutrophisation, il serait utile de pouvoir disposer de mesures complémentaires, parfois simples, mais hors champ de la stratification choisie en routine dans les réseaux : on pense ici au recours de proxys calibrés comme les amplitudes journalières des cycles d'O₂ dissous et de pH, qui sont probablement de très bons indicateurs de base. Cela se justifierait là où les risques d'eutrophisation seraient avérés (voir chap. analyse de risque fonction de la vulnérabilité différenciée des différents types de cours d'eau).

L'eutrophisation est mieux cernée dans les lacs que dans les cours d'eau. Pour améliorer la connaissance dans les cours d'eau, il serait utile (i) de tirer parti d'expériences et de suivis opérationnels passés, rarement synthétisés (ii) d'organiser des suivis densifiés là où les facteurs de risque sont grands (iii) de tenter de modéliser la dynamique du phénomène de façon à être en mesure de comparer des scénarios de remédiation.

4.1.4.3.5. Utilisation des invertébrés en cours d'eau et lacs pour évaluer l'eutrophisation

Usseglio-Polatera Philippe

Université de Lorraine

Introduction

Par leur diversité de formes, de modes de vie et de réponses aux stress, les macroinvertébrés benthiques sont de bons candidats à l'évaluation de l'état écologique des écosystèmes aquatiques, que ce soit sur la base de la composition taxonomique, ou sur la base de la structure fonctionnelle de leurs communautés (Rosenberg & Resh 1993, Norris & Thoms 1999, Hering *et al.* 2006a, b). Ils ont d'ailleurs constitué le compartiment d'étude majeur de nombreux programmes européens ayant pour objectif le diagnostic et la gestion écologique des écosystèmes aquatiques [e.g. AQEM (Hering *et al.* 2004), STAR (Furse *et al.* 2006), REBECCA (Friberg 2010), MARS (Hering *et al.* 2015), GLOBAQUA (Navarro-Ortega *et*

al. 2015)]. Les assemblages d'invertébrés répondent significativement à une grande diversité de pressions d'origine anthropique (Hering *et al.* 2006b, Mondy & Usseglio-Polatera 2013), tant par leurs caractéristiques taxonomiques que fonctionnelles (Statzner & Bêche, 2010, Cortes *et al.* 2013) incluant les contaminations aux éléments azotés et phosphorés à l'origine du phénomène d'eutrophisation, qu'ils sont capables d'identifier même en présence d'autres types de pression.

Les premières approches de bioévaluation, basées en partie sur les invertébrés, ont d'ailleurs consisté à utiliser une caractéristique biologique ou écologique singulière d'une fraction de la faune (ou de la flore) aquatique pour en déduire une indication spécifique sur le fonctionnement ou la qualité du système étudié : *e.g.* (i) la méthode des "saprobies" prend en compte la sensibilité variable des organismes au déficit en oxygène pour identifier une éventuelle contamination de nature organique (Kolkwitz & Marsson 1909, Sladeczek 1973), ou (ii) l'approche "groupes trophiques" tente d'évaluer l'état de santé d'un hydrosystème par la mise en évidence d'une éventuelle altération dans son fonctionnement trophique via l'observation de la distribution d'organismes "indicateurs" à l'intérieur de groupes fonctionnels homogènes définis selon leurs modes d'alimentation (*e.g.* Cummins 1973, 1974, Vannote *et al.* 1980, Townsend *et al.* 1983, Palmer *et al.* 1996, Minshall & Robinson 1998, Pavluk *et al.* 2000 ; Statzner & Bêche 2010).

A l'échelle européenne, les méthodes de bioévaluation des cours d'eau privilégient l'utilisation de métriques fonctionnelles basées sur le niveau de sensibilité des organismes aux pressions (37,2%) ou leurs préférences écologiques (25,7%) aux dépens des métriques basées sur la richesse (12,1%), l'abondance (16,4%) ou la diversité (4,5%) taxonomiques (Birk *et al.* 2012). En revanche, l'évaluation de l'état écologique des lacs implique préférentiellement des métriques basées sur l'abondance taxonomique (46,2%), puis sur la polluo-sensibilité (25,7%), les préférences écologiques (11,0%), la richesse (7,2%) et la diversité (5,5%) des assemblages taxonomiques (Birk *et al.* 2012). Dans les deux types de systèmes, les espèces invasives ne sont impliquées que dans 3,0 à 3,4% des métriques.

L'objectif de cette partie a été de réunir un ensemble d'articles publiés dans des revues référencées, traitant de l'utilisation des communautés de macroinvertébrés benthiques comme indicateurs de contaminations chimiques de nature anthropique à l'origine de l'eutrophisation en cours d'eau et lacs ou réservoirs, dans le cadre d'études spécifiques ou de programmes de monitoring.

Les requêtes utilisées pour délimiter le corpus bibliographique de cette partie sont décrits en introduction de ce chapitre (4.1.1).

Méthodes de bioindication et eutrophisation

Dans sa review européenne des méthodes de bioindication des eaux de surface, Birk *et al.* (2012) identifient 297 méthodes dont 30% à destination des cours d'eau et 25% pour les plans d'eau. Vingt-six pour cent sont basées sur les invertébrés benthiques et 56% de ces méthodes (tous compartiments biologiques confondus) sont plus particulièrement destinées à la détection d'un phénomène d'eutrophisation et/ou d'une contamination organique.

La prédiction de l'état écologique des cours d'eau via la prédiction du score d'un indice biotique [I_2M_2 , France (Mondy *et al.* 2012)] calculé sur les caractéristiques du compartiment « invertébrés » à partir de variables physico-chimiques, hydromorphologiques et décrivant l'occupation de l'espace à différentes échelles spatiales de la station au bassin versant (Villeneuve *et al.* 2015), montre à la fois le poids majeur des concentrations en phosphore, nitrites et ammonium dans la construction du modèle et leur effet négatif significatif sur le score obtenu le long d'un gradient croissant de pression. Ces résultats confirment les observations déjà réalisées dans d'autres pays européens (Donohue *et al.* 2006, Johnson *et al.* 2009, Dahm *et al.* 2013).

A quelle échelle spatiale d'observation ?

De nombreux articles soulignent l'importance de prendre en compte simultanément des variables environnementales mesurées à l'échelle du bassin versant, du tronçon de cours d'eau et de la station dans la procédure de construction de modèles prédictifs de l'état écologique (*e.g.* Cortes *et al.* 2013, Marzin *et al.* 2013, Villeneuve *et al.* 2015), une bonne partie de la variabilité de l'état écologique étant expliquée par des interactions complexes entre facteurs physiographiques et pressions anthropiques aux différentes échelles d'observation (Marzin *et al.* 2013), notamment pour les cours d'eau peu profonds. Le pouvoir explicatif de certaines variables (*e.g.* le type de couverture forestière) est par exemple plus élevé à l'échelle du bassin versant alors qu'une description du degré d'urbanisation ou des variables physico-chimiques (incluant les concentrations en nitrites, ammonium et oxygène dissous) est plus pertinente à l'échelle locale (Cortes *et al.* 2013, Villeneuve *et al.* 2015).

Dans la Sha River (Chine), l'échelle spatiale optimale ayant permis l'identification d'une eutrophisation de l'eau grâce au compartiment des invertébrés benthiques est l'échelle du bassin-versant (Wen *et al.* 2015). Lors d'une méta-analyse de plus de 840 études de cas, il a été montré que la clarté et la robustesse des conséquences d'un enrichissement en nutriments sur le processus de dégradation de la litière de matière organique dépendait de l'échelle à laquelle la contamination était effectuée, avec des effets plus importants lorsque la contamination était réalisée à la plus large échelle parmi les trois échelles spatiales d'observation retenues (« stream reach », « stream side channel » et « litter bag »), sans doute du fait d'une exposition plus homogène et plus continue des microorganismes et des macroinvertébrés détritivores (Ferreira *et al.* 2015).

Quels effets ?

Des effets directs

Les effets toxicologiques provoqués par les contaminations azotées d'origine inorganique ont été largement documentés (voir par exemple une review dans Camargo & Alonso 2006). Les organismes aquatiques sont en général mieux adaptés à de faibles concentrations en azote inorganique dans la mesure où les écosystèmes naturels faiblement impactés par les activités anthropiques (LIRRs = Least Impaired River Reaches) ne sont pas saturés en azote ; les concentrations en composés azotés inorganiques étant habituellement peu élevées (Wetzel 2001, Constable *et al.* 2003, Jensen 2003, Camargo *et al.* 2005, Camargo & Alonso 2006). Par conséquent, une augmentation significative des concentrations en ions ammonium, nitrites et/ou nitrates comme conséquence des activités anthropiques, peut altérer la capacité des organismes animaux (poissons, mais aussi invertébrés) à survivre, croître et se reproduire, générant une toxicité directe (aigüe ou chronique) de ces composés azotés inorganiques (Russo 1985, Adams & Bealing 1994, Richardson 1997, Philips *et al.* 2002, Constable *et al.* 2003, Jensen 2003, Camargo *et al.* 2005).

La forme ionisée (NH_4^+) et la forme non ionisée (NH_3), dont les concentrations relatives dépendent des conditions de pH et de température de l'eau (Russo 1985), sont de toxicité variable. Si la forme ionisée est peu toxique, la forme non ionisée a une action toxique beaucoup plus sévère sur les organismes aquatiques, qui se manifeste notamment par (i) une altération de l'épithélium branchial susceptible de causer la mort par asphyxie, (ii) une stimulation de la glycolyse et une altération du cycle de Krebs à l'origine d'une acidose progressive et d'une réduction de la capacité des pigments respiratoires à transporter l'oxygène, (iii) un découplage des phosphorylations oxydatives causant une inhibition de la production d'ATP, et (iv) une altération des systèmes de défense immunitaire augmentant la sensibilité des organismes aux maladies parasitaires (Camargo & Alonso 2006). Les conséquences physiologiques de ces effets sont une réduction de l'activité d'alimentation, de la fécondité et de la survie, contribuant à une décroissance de la taille des populations (Camargo & Alonso 2006).

L'ion nitrite (NO_2^-) et l'acide nitreux (HNO_2) sont deux formes étroitement liées par l'équilibre chimique $\text{NO}_2^- + \text{H}^+ \leftrightarrow \text{HNO}_2$, dont les concentrations relatives dépendent étroitement du pH de l'eau (une augmentation du pH entraînant un accroissement de la concentration en NO_2^-). Ces deux formes contribuent à la toxicité globale des « nitrites » sur la faune aquatique (Russo 1985). L'acide nitreux peut également avoir une action toxique sur les bactéries des genres *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, inhibant alors le processus de nitrification et contribuant à une toxicité accrue par accumulation des ions nitrites dans le milieu aquatique. L'action toxique majeure des nitrites sur la faune aquatique, notamment sur les invertébrés, est liée à la conversion irréversible des pigments respiratoires en formes incapables de transporter l'oxygène responsables d'une hypoxie puis de la mort des individus (Tahon *et al.* 1988, Chen & Chen 1992, Jensen 2003).

La toxicité des nitrites pour les animaux aquatiques peut être modulée par la concentration en ions chlorures et en ions calcium dans l'eau, rendant les organismes d'eaux douces plus sensibles à une contamination par les nitrites que les organismes marins (Jensen 2003). En effet, les ions nitrites peuvent entrer dans les branchies d'invertébrés (phénomène démontré chez les écrevisses) par la même route que les ions chlorures, et être alors un inhibiteur puissant des mécanismes d'absorption active d'ions chlorures par les branchies. Une concentration élevée en chlorures dans l'eau ambiante peut inhiber la consommation des nitrites dans l'eau et ainsi protéger poissons et invertébrés contre la toxicité des nitrites (Gutzmer & Tomasso 1985, Harris & Coley 1991, Jensen 2003). La susceptibilité des invertébrés (notamment les écrevisses) à la toxicité des nitrites peut être par ailleurs diminuée par une acclimatation à des niveaux élevés en nitrites (Jensen 2003). Parmi les principaux groupes d'invertébrés, les insectes [e.g. les éphéméroptères *Hexagenia* sp. (Kelso *et al.* 1999) et *Ephemerella* sp (Kelso *et al.* 1999)], les crustacés décapodes (e.g. *Procambarus clarkii* ; Gutzmer & Tomasso 1985) et amphipodes (e.g. *Gammarus fasciatus* (Ewell *et al.* 1986), *Echinogammarus echinosetosus* (Alonso 2005) ou *Eulimnogammarus toletanus* (Alonso 2005)] semblent les plus sensibles parmi les invertébrés testés, avec des LC_{50} 96h comprises entre 1,4 (*Hexagenia* sp) et 8,9 mg.l^{-1} (*Procambarus clarkii*) de $\text{NO}_2\text{-N}$.

L'action toxique des ions nitrates sur les organismes vivants (e.g. poissons et invertébrés) semble également liée à la conversion des pigments respiratoires (e.g. l'hémoglobine ou l'hémocyanine) en des formes incapables de transporter d'oxygène (e.g. methémoglobine ou methémocyanine) (Jensen 1996, Scott & Crunkilton 2000, Cheng & Chen 2002). La faible perméabilité des branchies aux nitrates (contrairement aux nitrites) et sa transformation rapide en nitrites dans les conditions du milieu intérieur, entraînent à la fois une absorption et une toxicité des nitrates relativement faibles (Russo 1985, Camargo *et al.* 2005). Plusieurs études expérimentales ont cependant montré qu'une concentration de 10 mg de $\text{N-NO}_3^-/\text{l}$ pouvaient affecter significativement les organismes aquatiques sensibles, au moins lors d'une exposition de longue durée (CCMI 2003, Camargo *et al.* 2005). Les organismes d'eau douce paraissent plus sensibles à la toxicité des nitrates que les organismes marins, du fait de l'effet antagoniste de la salinité sur la toxicité des ions nitrates (Camargo *et al.* 2005). Parmi les invertébrés d'eau douce testés, la sensibilité la plus élevée a été mise en évidence chez des trichoptères Hydropsychidae [avec des valeurs de $\text{LC}_{0.01}$ 120h comprises entre 4,5 (*Hydropsyche occidentalis*) et 11,9 mg.l^{-1} (*Hydropsyche exocellata*) de $\text{NO}_3\text{-N}$] et des crustacés amphipodes [avec des valeurs de $\text{LC}_{0.01}$ 120h comprises entre 2,8 (*Echinogammarus echinosetosus*) et 4,4 mg.l^{-1} (*Echinogammarus toletanus*) de $\text{NO}_3\text{-N}$], mais ont été également obtenues des valeurs de LC_{50} 96h relativement élevées (entre 62,5 et 269,5 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ suivant les taxons) et aucun effet observé (NOEC 30 jours) pour des concentrations inférieures à 5 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ (Camargo & Ward 1992, 1995, Camargo *et al.* 2005)].

Sur la base de données de toxicité, des concentrations maximales de 2,9 et 3,6 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ dans l'eau ont été respectivement recommandées pour protéger la vie aquatique dans les eaux douces et les eaux marines (CCMI 2003), voire de 2,0 mg/l de $\text{NO}_3\text{-N}$ pour la protection des espèces animales les plus sensibles (Camargo *et al.* 2005).

Des effets indirects

Bien que les effets toxiques directs des formes azotées soit connus (Camargo *et al.* 2005, Lecerf *et al.* 2006, Friberg *et al.* 2010, Dahm *et al.* 2013, Mondy & Usseglio-Polatera 2014), il semble que les effets des nutriments et de l'eutrophisation sur la faune macrobenthique des cours d'eau soient principalement indirects (Friberg *et al.* 2010), via le déficit en oxygène causé par les proliférations algale et microbienne (Biggs *et al.* 2000, Sabater *et al.* 2000, Miltner 2010, Villeneuve *et al.* 2015) et la dégradation de la matière organique. La charge en phosphore en premier lieu mais également la charge en azote sont en effets considérées comme deux des principaux éléments entraînant des conditions de déficit en oxygène dissous problématique pour la vie aquatique, que ce soit en cours d'eau ou en plan d'eau (Mallin *et al.* 2006, Dodds 2007).

Dans les cours d'eau de plaine et les lacs, les contaminations aux nutriments (phosphore notamment) s'accompagnent non seulement d'une désoxygénation, mais également de modifications dans la composition des communautés de macrophytes dont les assemblages de Gastéropodes (e.g. *Viviparus viviparus* ou *Lymnaea peregra*) peuvent rendre compte (Lewin 2006), aussi bien lors des phases de dégradation que de restauration (Mastrantuono & Sforza 2008). Cette hypoxie chronique et/ou la soumission à un régime thermique fluctuant est susceptible d'altérer la reproduction, les réponses immunitaires et la croissance des organismes, accroissant leur mortalité et altérant les réseaux trophiques (e.g. Breitburg *et al.* 2009 – en estuaire). L'enrichissement du milieu en nutriments aboutit également à une modification des ressources trophiques disponibles dans le système, qui contribue à une perte de biodiversité (Lecerf *et al.* 2006) et à l'évolution des communautés vers des assemblages d'espèces plus polluo-résistants (Smith *et al.* 1999, Biggs *et al.* 2000).

Quels impacts sur les communautés macrobenthiques ?

Impacts sur la structure et la composition taxonomique du peuplement

Un enrichissement en nutriments (N & P) en milieu lacustre a tendance à réduire l'hétérogénéité de composition des assemblages d'invertébrés benthiques à l'échelle locale (*i.e.* inter-habitats au sein d'un lac) après prise en compte des effets potentiels de la morphologie et de l'alcalinité ; les lacs pauvres en nutriments ayant par ailleurs une diversité (beta) supérieure à celle des lacs riches en nutriments à l'échelle régionale (Donohue *et al.* 2009a). L'intérêt des métriques de richesse dans l'identification des phénomènes d'eutrophisation en milieu lacustre est confirmé, non seulement dans les zones littorales et profondes, mais également dans les zones sableuses eu-littorales et dans la zone infralittorale végétalisée (Bazzanti *et al.* 2012).

Une relation négative significative entre métriques de structure [*e.g.* la richesse taxonomique, la diversité taxonomique, le nombre ou la proportion de taxons d'Ephéméroptères, de Plécoptères et/ou de Trichoptères (EPT) dans le peuplement, le nombre d'espèces en danger (*i.e.* inscrits sur liste rouge), des indices biotiques (BMWP, ASPT, I₂M₂, IBGN, BBI, BQI)] et concentration en nutriments (N et/ou P) ou état trophique (TOC, DBO) est fréquemment obtenue dans les cours d'eau (Brabec *et al.* 2004, Vermonden *et al.* 2009, Weijters *et al.* 2009, Yuan 2010, Armendariz *et al.* 2012, Chambers *et al.* 2012, Mondy *et al.* 2012, Verdonschot *et al.* 2012, Waite 2013, Benitez-Mora & Camargo 2014, Pan *et al.* 2015, Villeneuve *et al.* 2015) et les plans d'eau (Guan *et al.* 2011, Menetrey *et al.* 2012, O'Driscoll *et al.* 2013, Clews *et al.* 2014). Inversement une relation positive significative a pu être identifiée entre la proportion de familles d'insectes diptères, de gastéropodes, de bivalves, de crustacés ou d'hirudinés dans le peuplement ou les indices saprobies (Gücker *et al.* 2006, Chambers *et al.* 2012, Mondy *et al.* 2012, Verdonschot *et al.* 2012) et un gradient croissant de contamination par les nutriments azotés et/ou phosphorés. Même si ces relations ne sont pas systématiquement significatives (Weijters *et al.* 2009), elles montrent que des métriques taxonomiques, même basées sur une identification

systématique à un niveau « familial » (e.g. le BMWP, l'ASPT ou les proportions de familles systématiques), peuvent être suffisantes pour indiquer un état trophique ou écologique général à large échelle spatiale. Des indices « type-specific » peuvent fournir des résultats plus précis, mais sont difficilement utilisables lors de comparaisons à large échelle spatiale, car basés sur des cortèges d'espèces ayant des distributions différentes à l'échelle européenne (Camargo *et al.* 2005). La relation richesse numérique (*i.e.* abondance) / gradient d'eutrophisation est plus complexe, avec parfois une valeur minimale de la richesse numérique ou de la densité du peuplement d'invertébrés benthiques atteinte pour un niveau modéré d'eutrophisation puis une (ré)augmentation de cette richesse pour des niveaux d'eutrophisation plus élevés (Pan *et al.* 2015). Certains auteurs considèrent que l'effet majeur de l'enrichissement en nutriments sur la structure des peuplements d'invertébrés réside dans l'augmentation de la dominance d'un petit nombre de taxons du fait de l'homogénéisation des ressources qui favorise les taxons les plus compétitifs dans l'utilisation des ressources restantes (Hillebrand *et al.* 2007, Tolkkinen *et al.* 2013).

Ainsi en cours d'eau, la diversité taxonomique des assemblages d'invertébrés benthiques décroît à l'aval immédiat (10 m) d'une contamination liée aux effluents d'une pisciculture, alors que l'abondance augmente significativement, particulièrement sur le secteur plus en aval (100 – 1000 m). Des indices biotiques tels que le BMWP (total Biological Monitoring Working Party) et l'ASPT (Average Score Per Taxon ou Average Biological Monitoring Working Party) prennent alors des valeurs beaucoup plus faibles à l'aval immédiat du rejet (10 m) par rapport à la référence amont, puis augmentent à nouveau clairement plus à l'aval (100-1000 m). Une analyse corrélative montre la relation étroite de ces métriques avec les concentrations en nutriments inorganiques, concentration en oxygène dissous et turbidité le long du gradient amont-aval (Camargo *et al.* 2011). Cette relation est moins claire dans le cas d'une contamination plus modérée au nitrates et au phosphore réactif soluble ($\times 1,6 - 1,8$; Rosa *et al.* 2013). Dans d'autres contextes, une relation négative et particulièrement étroite entre indices de structure et concentrations en nitrites ou ions ammonium (Ashton *et al.* 2014) a été observée, excepté pour la proportion de Diptères Chironomidae qui croît avec le degré de contamination (Ashton *et al.* 2014). Inversement, une réduction de la charge en nutriments (*i.e.* oligotrophisation) dans un bassin-versant agricole peut provoquer (i) une réduction d'un facteur 4 de la biomasse des macrophytes immergés, et une réduction d'un facteur 9 de la biomasse des macroinvertébrés associés et (ii) le remplacement des chlorophytes filamenteuses par des cyanobactéries filamenteuses qui contribue à une structure tridimensionnelle moins complexe de l'habitat et à une disponibilité plus faible des espèces proies pour le peuplement des espèces de poissons les plus grandes dont la biomasse est réduite d'un facteur 1,5 (Hudon *et al.* 2012). Un certain nombre de travaux semblent indiquer par ailleurs que les assemblages de macroinvertébrés benthiques sont plus sensibles à une augmentation de la concentration en phosphore qu'à une augmentation de la concentration en nitrates (e.g. Weijters *et al.* 2009).

A plus large échelle, une étude européenne, multi-compartiments biologiques (diatomées, macrophytes, invertébrés, poissons), a montré que les macroinvertébrés benthiques étaient le compartiment biologique constituant l'indicateur le plus robuste de modifications dans le niveau de contamination des cours d'eau de piedmont par les nutriments (Johnson *et al.* 2006), les dix métriques testées [*i.e.* ASPT, DSFI, % d'organismes de l'épithyron, du pelal (= limon/vase en milieu stagnant), % de collecteurs, % d'EPT ; % de Plécoptères, SI(ZM), GFID01 et GFID05 (indices biotiques allemands)] répondant toutes significativement à un gradient croissant de contamination. Par contre, dans les grands cours d'eau de plaine, les métriques basées sur le compartiment des diatomées benthiques devenaient des indicateurs plus efficaces de ce type de contamination (Johnson *et al.* 2006). Cependant, le pouvoir de discrimination et l'erreur associés aux métriques élémentaires peuvent être très variables, et sont à examiner soigneusement avant de choisir le « meilleur » compartiment biologique ou la « meilleure » métrique pour suivre ce type de stress. Dans leur étude visant à expliquer et prédire le statut écologique des cours d'eau français peu profonds via l'I₂M₂ (invertébrés), l'IBD (diatomées) ou l'IPR+ (poissons), Villeneuve *et al.* (2015) ont souligné l'importance majeure des nutriments (nitrites

pour les invertébrés et les poissons ; phosphore total et ammonium pour les diatomées) dans la construction des arbres d'inférence conditionnelle servant de support à la prédiction (Villeneuve *et al.* 2015).

Les assemblages d'invertébrés épibenthiques ne sont pas les seuls à pouvoir être utilisés dans l'évaluation du degré d'eutrophisation d'un cours d'eau. En effet, les assemblages d'invertébrés hyporhéiques peuvent être également de bons indicateurs d'un niveau d'eutrophisation modérée (notamment les jeunes stades des trichoptères Glossosomatidae ou Psychomyiidae et les coléoptères Elmidae) ou au contraire élevé (*e.g.* les microcrustacés copépodes ou ostracodes) (Pacioglu & Moldovan, 2016).

Lorsqu'une relation est mise en évidence, celle-ci peut donc varier en fonction du groupe taxonomique et du type de cours d'eau considérés. Ainsi dans les cours d'eau, une réponse classique est la diminution des EPT (Camargo *et al.* 2011, Benitez-Mora & Camargo 2014) au profit des Mollusques (Hudon *et al.* 2012, Benitez-Mora & Camargo 2014), Coléoptères (Benitez-Mora & Camargo 2014), Diptères (Benitez-Mora & Camargo 2014) et Amphipodes (Benitez-Mora & Camargo 2014), le long du gradient d'eutrophisation, bien que les réponses observées chez les Crustacés Amphipodes soient plus contrastées, en relation avec l'impact relatif de l'eutrophisation sur les populations de leurs prédateurs majeurs (*e.g.* Hudon *et al.* 2012). L'abondance et/ou la biomasse des invertébrés (notamment celle des Oligochètes et/ou des Diptères Chironomidae) peuvent augmenter avec le degré de contamination ou de fertilisation (Camargo *et al.* 2011, Armendariz *et al.* 2012, Hudon *et al.* 2012, Artigas *et al.* 2013), aussi bien dans la végétation (Armendariz *et al.* 2012, Hudon *et al.* 2012, Artigas *et al.* 2013) que dans les sédiments (Armendariz *et al.* 2012). Une corrélation significative a été mise en évidence entre la densité des espèces herbivores (Armendariz *et al.* 2012, Artigas *et al.* 2013) et parfois détritivores (Armendariz *et al.* 2012) dans les sédiments (Armendariz *et al.* 2012) ou la végétation (Artigas *et al.* 2013) et les concentrations en nitrates et en ammonium dans l'eau. La relation entre biomasse et densité peut être divergente dans une communauté macrobenthique lacustre, lors d'une évolution lente de l'oligotrophie vers l'eutrophie sur une quarantaine d'année (Guan *et al.* 2011). Ainsi, sur le lac Taihu (Chine), alors que biomasse et densité du peuplement macrobenthique augmentent simultanément au cours des trente premières années de suivi, la densité continue à augmenter au cours de la décade suivante alors que la biomasse chute, suggérant la réduction des espèces de grande taille au profit d'espèces de taille plus petite (Guan *et al.* 2011).

Une telle relation significative n'est cependant pas systématiquement mise en évidence aussi bien en cours d'eau (Lewis & McCutchan 2010; dans 74 cours d'eau du Colorado) qu'en lacs (Timm & Möls 2012 ; dans 196 lacs naturels estoniens), peut-être parce que la structure des assemblages de macroinvertébrés benthiques dépend également, de manière complexe, des contraintes de l'habitat physique (Poff & Ward 1990, Beisel *et al.* 1998, Mérigoux *et al.* 2009, 2015, Miltner 2010), du régime thermique (Stanford & Ward 1992), du régime hydrologique (Miltner 2010), des caractéristiques géomorphologiques du site (Richards *et al.* 1996, Miltner 2010) et de l'utilisation de l'espace à différentes échelles spatiales (Richards *et al.* 1993, Passy *et al.* 2004, Villeneuve *et al.* 2015, Burdon *et al.* 2016), de sorte que les effets liés au gradient de trophie et les effets des caractéristiques multi-échelles de l'habitat sont étroitement imbriqués, les premiers étant en partie masqués par les seconds (McGoff & Sandin 2012, Ashton *et al.* 2014). Testée expérimentalement, la réponse de la densité du peuplement d'invertébrés à un enrichissement en azote n'est pas systématiquement significative (Gudmundsdottir *et al.* 2013). Les concentrations en azote total ou en phosphore total peuvent être de médiocres prédictors des valeurs des métriques basées sur les macroinvertébrés benthiques [*e.g.* Heatherly (2014) dans 45 cours d'eau du Nebraska, USA]. Par ailleurs, la réponse apparemment positive de certaines métriques [*e.g.* la richesse taxonomique ou le Species Quality Scores (SQSs)] lors d'un enrichissement du système en nutriments (en l'occurrence des lacs de tourbière en milieu forestier exploité), ne doit pas masquer le fait que bon nombre d'espèces sensibles ont pu être éliminées du système (Drinan *et al.* 2013). Le pouvoir explicatif des métriques qui répondent significativement à

l'eutrophisation peut par ailleurs être considérablement réduit par la présence d'espèces exotiques proliférantes dans la communauté macrobenthique (Atalah *et al.* 2010).

Même si les résultats peuvent être plus ou moins nets suivant la méthode d'échantillonnage utilisée (e.g. « sweep nets » vs. « Hester-Dendy samplers » dans McCormick *et al.* 2004), des différences claires de composition sont observées entre sites de référence et sites enrichis en phosphore, avec (i) une décroissance de la proportion d'insectes (e.g. diptères sensibles, trichoptères, odonates ... même s'ils peuvent rester des groupes taxonomiques dominants), mais aussi de certaines espèces d'amphipodes et de gastéropodes (McCormick *et al.* 2004) le long d'un gradient croissant de contamination, et (ii) un enrichissement en Chironomidae polluo-tolérants et en oligochètes (McCormick *et al.* 2004). Une étude européenne large échelle sur plus de mille lacs (O'Toole *et al.* 2008) a montré la présence d'une majorité de taxons littoraux dans des conditions mesotrophes ; et d'un nombre plus limité de taxons associés à des lacs oligotrophes (e.g. *Baetis rhodani*, *Gammarus lacustris* ou certaines larves de Plécoptères) ou eutrophes (e.g. les oligochètes Tubificidae *Psammoretyctides barbatus* et *Potamothenis hammoniensis* ou les diptères *Chironomus plumosus* ou *Cryptochironomus defectus*). Dans les systèmes à forte activité agricole, les contaminations diffuses aboutissent à une disparition des espèces les plus polluosensibles, qui laissent place à un assemblage de taxons relativement homogène, capable de tolérer ces contaminations diffuses (Delong & Brusven 1998). Enfin une analyse britannique visant à identifier les familles d'invertébrés les plus fortement liées aux teneurs en formes oxydées de l'azote et en phosphore réactif total à large échelle spatiale à montrer l'intérêt des gastéropodes Hydrobiidae et Ancyliidae, des crustacés Gammaridae, des coléoptères Elmidae comme indicateurs positifs de fortes contaminations par l'azote et le phosphore, et des Plécoptères Nemouridae comme indicateurs négatifs d'une eutrophisation (Paisley *et al.* 2011), quelle que soit la saison.

Par ailleurs l'importance de la réponse du compartiment « invertébrés benthiques » dépend des teneurs naturelles en nutriments du système étudié. Si le milieu est naturellement riche en nutriments, l'histoire évolutive des taxons a pu conduire à la sélection de populations adaptées qui seront moins affectées par un apport supplémentaire en nutriments que des communautés originaires d'un milieu naturellement plus pauvre en nutriments (Cortelezzi *et al.* 2015).

Sur la structure fonctionnelle du peuplement

D'un point de vue fonctionnel, les effets d'une eutrophisation peuvent se traduire par (i) des modifications dans la composition des assemblages phytoplanctoniques au profit des espèces à blooms, certaines pouvant être toxiques (e.g. les cyanobactéries *Microcystis* dans les eaux douces et les dinoflagellés du genre *Alexandrium* dans les eaux côtières) (Paerl 1997, Van Dolah 2000, Wetzel 2001, Anderson *et al.* 2002, Smith 2003), (ii) une augmentation de la biomasse et des modifications dans la composition spécifique et la productivité des espèces du biofilm perolithique et periphytique, les espèces filamenteuses (e.g. *Cladophora*) étant en général favorisées aux dépens des espèces de microalgues fixées (Allan 1995, Wetzel 2001, Doods *et al.* 2002, Camargo *et al.* 2005b), (iii) une augmentation de la biomasse et des modifications dans la composition spécifique et la productivité des espèces de macrophytes d'eau douce, contribuant fréquemment à une prolifération des espèces flottantes (e.g. lentilles d'eau) (Allan 1995, Wetzel 2001) et à une perte de diversité spécifique des assemblages periphytoniques, phytoplanctoniques, macroalgues et macrophytiques (Harper 1992, Wetzel 2001, Rabalais & Nixon 2002, Smith 2003).

Ces modifications contribuent, par effet cascade à (i) une augmentation de la biomasse et des modifications dans la composition spécifique et la productivité des espèces d'invertébrés zooplanctoniques, les espèces brouteuses (e.g. les espèces de Cladocères du genre *Daphnia*) étant favorisées par rapport aux espèces des autres groupes trophiques (Harper 1992, Wetzel 2001, Rabalais & Nixon 2002, Smith 2003), (ii) à 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 [e.g. les gastéropodes des genre *Lymnaea* et

Ancylus (Sabater *et al.* 2005, Sturt *et al.* 2011) ou les éphéméroptères des genres *Baetis* (Slavik *et al.* 2004, Sturt *et al.* 2011, Mehler *et al.* 2014) ou *Ephemerella* (Slavik *et al.* 2004) aux dépends des autres groupes trophiques (Wetzel 2001, Rabalais & Nixon 2002, Smith 2003, Camargo *et al.* 2005b, Bowman *et al.* 2007, Hill *et al.* 2010, Maret *et al.* 2010)] et (iii) une perte de diversité spécifique des peuplements zooplanctoniques et d'invertébrés benthiques (Wetzel 2001, Rabalais & Nixon 2002, Smith 2003, Gallardo *et al.* 2008).

Plus précisément, une contamination croissante au phosphore (ou aux nitrates) entraîne, par exemple, un basculement du groupe trophique dominant des broyeurs (= *shredders*) (Gulis *et al.* 2006, O'Driscoll *et al.* 2013) et des collecteurs-filtreurs (= *collector-filterers*) (O'Driscoll *et al.* 2013, Schneider *et al.* 2014) vers des taxons racleurs (= *scrapers*) favorisés par le développement du periphyton et du perilithon (Sabater *et al.* 2005, Gücker *et al.* 2006, Bowman *et al.* 2007, Benitez-Mora & Camargo 2014, Schneider *et al.* 2014) ou des fouisseurs détritivores (*e.g.* les oligochètes, notamment de la famille des Lumbriculidae) (McCormick *et al.* 2004, Sabater *et al.* 2005, Ocon *et al.* 2013, O'Driscoll *et al.* 2013), aussi bien en cours d'eau qu'en zone littorale lacustre. La réponse des consommateurs de fins dépôts organiques (= *deposit-feeders*) épibenthiques est cependant plus contrastée (*i.e.* parfois positive : Sabater *et al.* 2005, Ocon *et al.* 2013, Benitez-Mora & Camargo 2014, Pan *et al.* 2015 ; parfois négative : McCormick *et al.* 2004) suivant les contextes environnementaux. Ce processus peut être accentué par la prolifération d'espèces exotiques filtreuses (*e.g.* *Dreissena polymorpha*), dont l'activité de filtration, en augmentant la transparence de l'eau, favorise la production benthique par photosynthèse et le développement des macrophytes, augmentant ainsi la quantité de nourriture et de refuge disponible pour les invertébrés brouteurs (amphipodes et gastéropodes notamment) (Mayer *et al.* 2002). Un enrichissement en nutriments n'entraîne pas seulement des modifications dans la structure trophique (sources de nourriture utilisées, modes d'alimentation sélectionnés) des communautés de macroinvertébrés benthiques, il peut également entraîner des différences significatives dans la sélection de tout un cortège d'autres caractéristiques biologiques comme la taille maximale potentielle des organismes (*e.g.* réduction de la proportion d'organismes de petite taille) (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014, Ristau *et al.* 2015), la longueur du cycle biologique (*e.g.* augmentation de la proportion d'organismes à cycle long) (Menetrey *et al.* 2005, Mondy *et al.* 2012), le voltinisme (*e.g.* augmentation du taux de taxons polyvoltins) (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014), les stratégies de reproduction (*e.g.* augmentation du taux d'organismes ovovivipares) (Menetrey *et al.* 2005, Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014, Ristau *et al.* 2015), le mode de dispersion (*e.g.* augmentation du taux d'organismes à dissémination aquatique passive ou aérienne active) (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014, Whatley *et al.* 2015). L'enrichissement en nutriments contribue également à des modifications dans les préférences écologiques de l'assemblage d'invertébrés benthiques, comme ses préférences en matière de substrat (augmentation de la proportion d'organismes ayant une affinité pour les microphytes et les fractions granulométriques les plus fines) (Menetrey *et al.* 2005, Mondy *et al.* 2012, Verdonschot *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014) et de distribution altitudinale ou longitudinale le long du cours d'eau (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014), sa tolérance à l'acidification (augmentation de la proportions d'organismes acidophiles) (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014), sa tolérance à la salinité (Mondy *et al.* 2012, Verdonschot *et al.* 2012) ou sa valeur saprobiale (augmentation des organismes β -mesosaprobies et polysaprobies) (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014, Whatley *et al.* 2015), dans les plans d'eau (Menetrey *et al.* 2005, Ristau *et al.* 2015) comme dans les cours d'eau (Mondy *et al.* 2012, Verdonschot *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014, Whatley *et al.* 2015). Des métriques telles que le degré de spécialisation (en matière de traits) ou le degré de redondance fonctionnelle au sein de la communauté peuvent également être affectées (Mondy *et al.* 2012, Mondy & Usseglio-Polatera 2014). Cependant, les mécanismes de sélection associés aux relations statistiquement significatives mises en évidence, sont parfois difficiles à identifier, car les liens entre « traits sélectionnés » et eutrophisation sont complexes et indirects (Menetrey *et al.* 2005).

Les conséquences fonctionnelles d'un enrichissement en nutriments peuvent également être appréhendées par une observation directe des processus fonctionnels au sein de l'écosystème, comme par exemple l'examen de la vitesse de dégradation de la litière (Gulis *et al.* 2006, Lecerf *et al.* 2006, Spänhoff *et al.* 2007, Tolkkinen *et al.* 2013, Ferreira *et al.* 2015, Lima-Fernandes *et al.* 2015). Ainsi une méta-analyse réalisée sur près d'une centaine d'études publiées sur la période 1970-2012 consacrées aux effets de l'enrichissement en nutriments sur la décomposition de la litière dans les eaux courantes, indique (i) globalement une stimulation de 50% du processus de dégradation de la litière par l'enrichissement en nutriments, principalement liée à une stimulation de l'activité fongique et/ou microbienne par les nutriments sous forme dissoute (Gulis & Suberkropp 2003, Pascoal *et al.* 2005, Gulis *et al.* 2006, Spänhoff *et al.* 2007), avec des effets d'autant plus accusés que la concentration de base du système est plus faible [*e.g.* une dégradation 2,3 à 2,7 fois plus rapide dans des milieux plus oligotrophes ; (Gulis *et al.* 2006, Young *et al.* 2008, Ferreira *et al.* 2015)]; (ii) des réponses observables même à faible niveau d'eutrophisation (Gulis *et al.* 2006) même si leur caractère statistiquement significatif n'est pas systématiquement mis en évidence (Pérez *et al.* 2013), et (iii) des réponses toujours plus accusées en conditions expérimentales qu'en milieu naturel, suggérant, dans ce dernier cas, l'effet simultané de facteurs confondants (*e.g.* la présence de contaminants toxiques, l'influence du climat, le colmatage du substrat) contribuant à limiter l'impact propre des nutriments (Ferreira *et al.* 2015, Piggott *et al.* 2015). En effet, dans un contexte « changement global », les effets combinés de la température, la sédimentation et les nutriments impactent de manière complexe les processus de décomposition de la litière, avec un résultat variable suivant l'âge (*i.e.* le niveau de conditionnement) de la litière (Piggott *et al.* 2015). Ainsi, il a été montré, en mésocosme, qu'un enrichissement en nutriments (à environ 3,0 mg.l⁻¹ d'azote sous forme nitrates et 0,25 mg.l⁻¹ de phosphore réactif soluble) couplé - ou non - à une sédimentation de fins éléments minéraux ($\phi < 2$ mm) et/ou à un accroissement de température de 0,7 à 6,0°C, avait un impact très variable, non linéaire, sur la dynamique des processus de dégradation de la litière de feuille de *Melicytus ramiflorus* (Piggott *et al.* 2015). L'enrichissement en nutriments solubles accélérerait systématiquement la perte de biomasse de litière sèche (*i.e.* litière déjà colonisée par les microorganismes et champignons = litière « conditionnée ») et la respiration (directement liée à l'activité microbienne aérobie). Ce phénomène était cependant accéléré par l'augmentation de température mais réduit par la sédimentation (ce dernier résultat étant confirmé par Mesquita *et al.* 2007 et Spänhoff *et al.* 2007). Par contre la vitesse de dégradation de la litière fraîche (*i.e.* non encore conditionnée), bien qu'accélérée par l'augmentation de température, n'était pas significativement affectée par l'enrichissement en nutriments (Piggott *et al.* 2015), sans doute du fait de la présence de composés (*e.g.* des formes non-réduite de phénols) difficilement dégradables et des mécanismes naturels de défense opérant dans les tissus végétaux vivants (Gessner & Schwoerbel 1989) qui limitent l'action des organismes microbiens et des macroinvertébrés broyeurs. La sédimentation avait plutôt tendance à accélérer la vitesse de dégradation de ces feuilles fraîches (Matthaei *et al.* 2010, Piggott *et al.* 2012, 2015), probablement par accélération des processus de dégradation anaérobies (Kristensen 1995).

La prise en compte de la nature des nutriments contaminants est fondamentale. Une réduction importante de l'implication des invertébrés benthiques dans l'activité de dégradation de la litière (d'un facteur 10) a en effet été observée le long d'un gradient croissant de concentration en ammonium et en nitrites, ces éléments ayant un effet direct toxique sur les invertébrés et contribuant à une homogénéisation fonctionnelle de leurs assemblages (Lecerf *et al.* 2006). Si les indices biotiques (*e.g.* l'IBGN ou le BMWP) et les métriques taxonomiques classiques (*e.g.* la richesse numérique ou l'indice de diversité taxonomique de Shannon) peinent à mettre en évidence cette altération de la structure fonctionnelle de la communauté macrobenthique, des métriques basées (i) sur la composition taxonomique (*e.g.* la richesse en EPTC ; Lecerf *et al.* 2006) ou sur des « traits d'effet » (*e.g.* la richesse en broyeurs ; Lecerf *et al.* 2006, Pérez *et al.* 2013) de l'assemblage des invertébrés ou des métriques basées (ii) sur la structure taxonomique de groupes fonctionnels homogènes définis sur la base d'une combinaison de caractéristiques biologiques et/ou de préférences écologiques (*e.g.* la diversité

écologique, telle que définie par Usseglio-Polatera *et al.* 2000, 2001), sont beaucoup plus efficaces dans la mise en évidence de cette altération fonctionnelle consécutive à l'eutrophisation (Lecerf *et al.* 2006).

Des effets modulés

La relation entre concentration en nutriments, biomasse algale et biomasse des consommateurs primaires est modulée par le régime hydrologique (Riseng *et al.* 2004), de sorte que la réponse des macroinvertébrés 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'eaux 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 (Floury *et al.* 2013, 2017). 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, nitrates et phosphates dans l'eau sont limitées (Ghermandi *et al.* 2009, Hill *et al.* 2010, Heiskary & Bouchard 2015). Sur le très long terme (*e.g.* sur plusieurs siècles), l'utilisation de l'espace dans le bassin versant et l'urbanisation (*e.g.* le taux d'azote dans les effluents) restent des déterminants plus importants que les changements climatiques (température, évaporation, réduction des débits) des modifications des communautés d'invertébrés benthiques (*e.g.* les assemblages de Chironomidae dans Hall *et al.* 1999).

L'occurrence et l'abondance des espèces d'invertébrés exotiques sont positivement corrélées à plusieurs indicateurs d'eutrophisation dont la concentration en nitrates (Vermonden *et al.* 2010, 2011). Les espèces invasives peuvent par ailleurs moduler les effets de l'eutrophisation. A l'issue d'une méta-analyse de plus de 700 cas d'étude couvrant un large panel de taxons invasifs (producteurs primaires, collecteurs-filtreurs, omnivores et prédateurs), de compartiments biologiques résidents (phytoplancton, zooplancton, macrophytes, invertébrés benthiques et poissons) et d'habitats (cours d'eau, lacs et estuaires), les auteurs ont conclu que les modifications des habitats colonisés, à savoir une augmentation de la turbidité, des concentration en azote et en matières organiques, étaient étroitement liées à la capacité des espèces invasives à transformer l'habitat et à augmenter le phénomène d'eutrophisation (Gallardo *et al.* 2016).

Quelles pistes d'amélioration du diagnostic de l'eutrophisation : de la mise au point de nouvelles métriques aux modèles prédictifs des effets d'une contamination aux nutriments sur le compartiment « invertébrés »

Compte tenu du peu de robustesse de la plupart des métriques taxonomiques classiques précédemment évoquées, lorsqu'elles sont considérées individuellement, de nouvelles approches tentent actuellement :

- soit d'utiliser ces métriques en combinaison de façon à pallier le peu de robustesse et le faible pouvoir de discrimination des métriques considérées individuellement, par la prise en compte simultanée d'une combinaison de métriques considérées comme complémentaires, susceptible d'améliorer l'efficacité globale du diagnostic écologique et l'efficacité de mise en évidence des effets des pressions individuelles même en condition de pression faible à modérée. Ainsi l'association du BMWP/ASPT (Biological Monitoring Working Party, Average Score Per Taxon), de l'AWIC (Acid Water Indicator Community), de l'indice LIFE (Lotic-invertebrate Index for Flow Evaluation) et de la richesse taxonomique sur le bassin de la rivière Wye (UK), améliore

significativement le diagnostic écologique du cours d'eau et permet d'identifier plus facilement les tronçons nécessitant des actions de remédiation (Clews & Ormerod 2009).

- soit de définir et/ou tester de nouvelles métriques indicatrices basées sur la thermodynamique, comme par exemple l'exergie (qui représente l'information totale apportée par la biomasse d'un système) et l'exergie spécifique (l'information relative apportée par unité de matière), dont les valeurs peuvent être calculées sur la base des groupes trophiques au sein des assemblages de macroinvertébrés, et prédites par utilisation de forêts d'arbres conditionnels sur la base de variables environnementales (Bae *et al.* 2013, Molozzi *et al.* 2013). Les taxons les plus évolués (au sens phylogénique) correspondent à une quantité d'information plus importante par unité de matière, occupent généralement des niveaux trophiques plus élevés et contribuent à des réseaux trophiques plus complexes. Ainsi une exergie spécifique plus élevée est attendue dans un écosystème plus complexe dans lequel l'utilisation des niches écologiques disponibles est plus efficace. Il a été démontré, sur une étude portant sur près de 250 sites en rivières et 690 espèces, que (i) les orthophosphates, puis les nitrates et le P total étaient les meilleurs prédicteurs de l'exergie spécifique ; (ii) la largeur et la profondeur du cours d'eau, les concentrations en oxygène et en ammonium étaient les meilleurs prédicteurs de l'exergie et (iii) l'utilisation complémentaire de ces deux métriques était un bon indicateur de la charge en nutriments du système (Bae *et al.* 2013).

La recherche de métriques nouvelles s'est notamment développée dans les lacs où les métriques classiquement indicatrices d'eutrophisation, principalement développées pour les cours d'eau, ne pouvaient s'appliquer (O'Toole *et al.* 2008, Donohue *et al.* 2009b). En effet, aucune relation significative n'a pu être mise en évidence entre la diversité taxonomique du peuplement des invertébrés benthiques littoraux de 45 lacs irlandais et le niveau de contamination par les nutriments par Donohue *et al.* (2009b), suggérant que cette métrique, dont la prise en compte dans le diagnostic écologique est explicitement demandée par la Directive Cadre Européenne, ne fournit pas une information satisfaisante pour l'évaluation du statut trophique des lacs sur la base des communautés d'invertébrés littoraux (Donohue *et al.* 2009b). Sur la base de la détermination des optima de développement des populations d'invertébrés benthiques le long d'un gradient croissant de concentrations en phosphore total, certains taxons ont été classés en « taxons sensibles ». Le pourcentage de taxons sensibles observé dans l'assemblage d'invertébrés échantillonné, rapporté au pourcentage de ces mêmes taxons en situation de référence (= calcul d'un EQR) fournit une métrique pertinente dans l'indication du statut trophique du lac dans lequel elle est testée. Cependant la robustesse de telles métriques est faible en dehors de l'aire biogéographique dans laquelle elles ont été définies, car la caractérisation des espèces comme espèce « sensible » ou « tolérante » peut varier suivant les systèmes, du fait de différences inter-populationnelles dans l'écologie des espèces. Par exemple les Trichoptères *Ecnomus tenellus* (Rambur) et *Cyrtus trimaculatus* (Curtis) considérés comme « sensibles » aux contaminations des zones littorales lacustres par les matières phosphorées par Donohue *et al.* (2009b), sont considérés comme tolérants par Brodersen *et al.* (1998).

- soit d'élaborer de nouveaux indices biotiques spécifiquement alloués à la mise en évidence d'une contamination par les nutriments et à l'évaluation de l'impact écologique de cette contamination via le compartiment « invertébrés benthiques ». Ainsi Smith *et al.* (2007) construisent un indice bi-métrique (NBI-P et NBI-N) sur la base de valeurs de tolérance (0-10) allouées à 11 groupes d'une quinzaine de taxons (identification au niveau spécifique) en fonction de leurs optima respectifs fixés compte tenu de la distribution de leurs occurrences le long d'un gradient de concentration en azote ou en phosphore. La valeur de chaque indice est alors la moyenne pondérée (par les effectifs) des valeurs de tolérance des taxons représentés dans l'échantillon et pour lesquels une valeur de tolérance a été définie.
- soit de suivre les phénomènes d'eutrophisation par examen (i) de la composition stoechiométrique des ressources [*e.g.* les rapports C:N et N:P (Liess *et al.* 2012)] ou (ii) des signatures isotopiques du carbone et surtout de l'azote, qui peuvent révéler les origines

diverses et la qualité variable du matériel organique allochtone, en relation notamment avec l'occupation de l'espace dans le bassin-versant et les pressions qu'il exerce sur la qualité de l'hydrosystème (Bergfur *et al.* 2009, Bergfur 2013, Prater *et al.* 2015). En effet la simple observation du type de nourriture utilisé par chaque taxon d'invertébré ne reflète pas nécessairement de manière pertinente les relations trophiques majeures établies au sein de l'assemblage dans la mesure où la plupart des taxons ont capacité à se comporter comme des généralistes, même si catalogués comme spécialistes (Mihuc & Mihuc 1995). L'analyse des isotopes stables permet alors d'avoir une idée beaucoup plus précise de ce que les organismes assimilent effectivement (Albariño & Díaz Villanueva 2006). Ainsi (i) un rapport C:N plus faible du periphyton explique en partie l'abondance plus importante des invertébrés « brouteurs » dans 41 cours d'eau néozélandais enrichis en nutriments et un ruissellement important issu de zones de pâturages, couplé à (ii) une augmentation d'un facteur 4 du rapport N:P dans le periphyton ont pu être reliés à une baisse de 50% de la richesse spécifique en invertébrés (Liess *et al.* 2012). Il a par ailleurs été montré le long d'un gradient croissant de contamination par les nutriments que les réponses populationnelles des invertébrés déchetophages étaient espèce-dépendant, variable suivant la disponibilité en nutriments et la qualité de la ressource (mais pas de sa quantité) et généralement prévisibles compte tenu de la composition stochiométrique des invertébrés (Prater *et al.* 2015). Les invertébrés broyeur caractérisés par de faibles ratio C:P répondent positivement à une augmentation de la disponibilité en phosphore total et/ou à une augmentation de la qualité de la ressource trophique alors que les invertébrés broyeur à rapport C:P élevé répondent non significativement ou négativement à une augmentation de ces mêmes variables (Prater *et al.* 2015).

Par ailleurs, l'augmentation du $\delta^{15}\text{N}$ dans les invertébrés benthiques [notamment les broyeur ou les racleurs (*e.g.* certains Gastéropodes)] a été identifiée comme un indicateur sensible de l'augmentation de la charge en nutriments dans les cours d'eau boréaux (Spencer *et al.* 2002, Bergfur *et al.* 2009, Morrissey *et al.* 2013). De même, les variations inter-sites du $\delta^{15}\text{N}$ dans les gastéropodes des zones littorales du lac Biwa situées à proximité de l'embouchure des principaux tributaires alimentant le lac, ont été particulièrement bien expliquées par des différences dans les densités de population humaine sur les bassins versants drainés par ces cours d'eau (Karube *et al.* 2010). La comparaison des signatures isotopiques obtenues avec celles des sources de nourriture et des nutriments rivulaires ont notamment révélé que les gastéropodes assimilaient l'azote d'origine anthropique provenant des eaux usées dans le bassin versant (Karube *et al.* 2010). L'augmentation des valeurs de $\delta^{15}\text{N}$ des invertébrés benthiques le long d'un gradient croissant de contamination a par ailleurs été étroitement corrélée aux variations de métriques décrivant la structure des assemblages de macroinvertébrés benthiques (Morrissey *et al.* 2013), telles qu'une augmentation de l'abondance totale du peuplement ou une réduction de la diversité taxonomique (indice de Shannon), du pourcentage d'EPT, du pourcentage de broyeur dans l'assemblage ou de son niveau de polluosensibilité (décrit par le score ASPT).

- soit de prédire la probabilité (*i.e.* le risque écologique) qu'une espèce disparaisse de l'assemblage local d'invertébrés benthiques du fait de la contamination du milieu par les nutriments, grâce – par exemple - au développement d'un modèle probabiliste de la présence des espèces qui calcule ce risque écologique comme une fonction des valeurs de tolérance maximale spécifiques des espèces aux (concentrations en) nitrates et phosphore total et grâce à des données de suivi de la qualité de l'eau (Azevedo *et al.* 2015).
- soit de calculer le risque d'altération d'une communauté macrobenthique dans une masse d'eau donnée, par un type de pression déterminé, grâce à l'analyse simultanée de plusieurs dizaines de métriques taxonomiques et/ou fonctionnelles caractérisant les assemblages de macroinvertébrés benthiques sur le site à diagnostiquer. Ainsi Mondy & Usseglio-Polatera (2013) évaluent, sur la base de la fréquence d'utilisation de 216 métriques bioécologiques par

les assemblages d'invertébrés benthiques, 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 seize types de pression étudiés, incluent notamment les « matières organiques », les « nitrates », les « autres composés azotés » et les « composés phosphorés ». Les modèles construits présentent de très bonnes performances dans la distinction entre LIRRs (Least Impacted River Reaches) et IRRs (Impacted River Reaches), pour ces quatre types de pression (AUC comprise entre 0,83 et 0,90 dans la version construite et calibrée sur plus de 10 000 opérations de contrôle standardisées par Billoir *et al.* 2015), même en situation de multi-pressions. Il est à noter que ce type d'approche n'est pas limité au compartiment « invertébrés benthiques », puisqu'il a été récemment étendu au compartiment des diatomées benthiques (Larras *et al.* 2017) avec une efficacité des modèles prédictifs également très élevée pour identifier un risque d'altération des cours d'eau par une contamination par les composés azotés ou phosphorés.

D'autres indicateurs plus anecdotiques ont été développés. Ainsi un bioindicateur basé sur le pourcentage de recouvrement du corps des insectes aquatiques par des bactéries filamenteuses (*e.g.* les genres *Sphaerotilus* et *Leptothrix*), dont le développement a pu être relié à une augmentation, même modérée, des concentrations en nitrates (+ 0,8 mg.l⁻¹) ou en phosphates (+ 0,5 mg.l⁻¹) dans le milieu (Lemly 1982), a été proposé (Lemly 1998, 2000). Un seuil de recouvrement de 25% de la surface du corps et des branchies [sur l'espèce modèle *Epeorus* sp. (Ephemeroptera, Heptageniidae)], facilement évaluable visuellement (une loupe manuelle x10-15 est suffisante), a été diagnostiqué comme seuil critique au-delà duquel une mortalité importante des invertébrés (100% de mortalité dans un délai de 30 jours en conditions expérimentales ; Lemly 1998), donc une altération forte de la communauté, pouvait être observée (Lemly 2000).

Pour quelles recommandations ?

L'eutrophisation des eaux de surface liée aux intrants azotés et phosphorés d'origine anthropique est une cause suffisamment importante de la dégradation de la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques, pour avoir suscité une recherche de limites maximales objectives aux niveaux de contamination assurant le maintien de la vie aquatique. Les approches développées relèvent fondamentalement de deux stratégies (Chambers *et al.* 2012) : (1) identifier des conditions de référence « observées » pour une zone biogéographique donnée (i) à partir des suivis de routine effectués sur des cours d'eaux les plus faiblement impactés par les activités anthropiques, (ii) par l'analyse de données historiques supposées correspondre à une situation de moindre impact ou (iii) par la modélisation prédictive des conditions environnementales associées au très bon état écologique ou (2) identifier les limites associées à une altération écologique avérée du biote, en corrélant certaines caractéristiques/métriques biologiques/taxonomiques des communautés aquatiques avec les concentrations en nutriments dans l'eau afin d'identifier les concentrations en azote et phosphore associées à un faible risque d'apparition d'une altération significative des communautés aquatiques indicatrices utilisées et espérer ainsi les protéger des effets délétères de l'eutrophisation. L'utilisation de l'une ou l'autre de ces deux stratégies n'est pas sans difficulté. En effet, la première stratégie est de plus en plus difficile à mettre en place dans les régions développées par suite d'un nombre de plus en plus limité de stations non impactées par les activités humaines et la faible quantité de données historiques fiables utilisables (Chambers *et al.* 2012). Les modèles pressions/impact développés par la seconde stratégie dépendent fortement des caractéristiques typologiques du cours d'eau, varient régionalement et ont souvent un faible pouvoir explicatif (Dodds *et al.* 2002), rendant alors délicate l'identification de seuils de concentration maximale admissible.

La plupart des méthodes ont visé à identifier directement des seuils de concentrations en nutriments qui correspondent à des modifications significatives dans la structure et les fonctions de l'écosystème

aquatique (Dodds *et al.* 1998, Dodds & Welch 2000, Sheeder & Evans 2004), en se fondant souvent explicitement sur un compartiment biologique qui peut être les macroinvertébrés benthiques (Smith *et al.* 2007, Wang *et al.* 2007) ou les algues (Havens 2003, Stevenson *et al.* 2006). Plusieurs auteurs ont proposé une approche de type « importance/poids de la preuve » (« weight-of-evidence » approach) pour identifier ces valeurs seuils (*e.g.* Smith & Tran 2010 ; Heiskary & Bouchard 2015).

En se basant sur cinq approches différentes qui utilisent toutes prioritairement des données de chimie de l'eau pour identifier ces seuils avant de les valider en étudiant la relation entre nutriments et métriques biologiques, Chambers *et al.* (2012) proposent, sur la base du « compartiment invertébrés benthiques » des seuils de bon état (*i.e.* limite « bon état/état moyen ») compris entre (i) 0,021-0,024 mg.l⁻¹ et 0,063 mg.l⁻¹ de TP et (ii) entre 0,59 mg.l⁻¹ et 2,83 mg.l⁻¹ de TN pour les cours d'eau canadiens, suivant la métrique (basée sur les EPT vs basée sur les diptères + non insectes) utilisée pour calibrer le seuil. Des valeurs comprises entre 0,04 et 0,15 mg.l⁻¹ de TP et entre 0,61 et 1,93 mg.l⁻¹ de TN ont également été proposés par d'autres équipes américaines (Wang *et al.* 2007, Weigel & Robertson 2007) pour maintenir une bonne qualité de l'eau et protéger la vie aquatique (en l'occurrence le compartiment « invertébrés benthique ») des effets de l'eutrophisation.

Dans leur construction d'un indice biotique (NBI) basé sur le compartiment « invertébrés », spécifiquement alloué à l'identification et l'évaluation des contaminations par les nutriments, Smith *et al.* (2007) considèrent comme seuils d'altération significative des communautés locales, les concentrations qu'ils ont retenues comme limite entre l'état « mesotrophe » et l'état « eutrophe », à savoir 0,065 mg.l⁻¹ de TP et 0,98 mg.l⁻¹ de NO₃⁻. De même Smith & Tran (2010) dans leur tentative d'identification de seuils de concentration de nutriments dans la colonne d'eau déterminant des changements significatifs de la structure des communautés d'invertébrés et de diatomées sur la base d'informations provenant de 40 grands cours d'eau de l'Etat de New-York ont proposé les valeurs seuils de 0,03 mg.l⁻¹ de TP, 0,7 mg de TN.l⁻¹, 0,3 mg.l⁻¹ de NO₃-N et 2,2 mg de chl a.m⁻³.

Sur la base d'approches plus expérimentales (*cf.* § 5.1), des concentrations maximales de 2,9 et 3,6 mg/l de NO₃-N dans l'eau ont été respectivement recommandées pour protéger la vie aquatique (i) dans les eaux douces et (ii) dans les eaux marines (CCMI 2003), voire de 2,0 mg/l de NO₃-N pour la protection des espèces animales les plus sensibles (Camargo *et al.* 2005).

Des travaux plus récents proposent une approche stoechiométrique (*e.g.* via un ratio de nutriments) qui consisterait à déterminer un état trophique de base pour une meilleure évaluation (i) du contexte adaptatif subi par les organismes aquatiques de même que (ii) des niveaux naturels des fonctions écosystémiques (Dodds 2007). En ce qui concerne les nutriments et la disponibilité en carbone (influencée par les caractéristiques de la ripisylve), cet état trophique de base pourrait alors fournir un point de référence à prendre en compte dans la réglementation définissant la qualité de l'eau et l'intégrité biotique des cours d'eau (Dodds 2007).

4.1.4.3.6.Poissons

Yves Souchon

Irstea

Les poissons forment un groupe zoologique qui porte une « charge » symbolique forte. Ils jouent un rôle économique important de ressource (ou de service écosystémique) pour les pêcheries tant amateurs que professionnelles. Leur pouvoir indicateur est maximum en cas de mortalités massives (fish kill), consécutives à des manques en oxygène liées à l'eutrophisation ; les poissons sont également sensibles aux formes ionisées toxiques de l'azote ou aux toxines des algues. Par contre, pour les situations générales, les poissons ont généralement un pouvoir de discrimination moindre que les

végétaux ou les invertébrés dans la hiérarchie des indicateurs d'eutrophisation (Hering, 2006 ; Miltner, 2010).

Pour comprendre cet état de fait, il est nécessaire de revenir rapidement (1) sur leur position au sein des réseaux trophiques et sur l'utilisation de cette connaissance pour la bioindication. Les autres points développés dans ce chapitre concernent : (2) l'information sur la sensibilité des communautés de poissons aux gradients de N et P qui a été recueillie grâce aux données des réseaux de surveillance, (3) l'interprétation fonctionnelle plus approfondie sur les conséquences de l'eutrophisation qui est rendue possible au sein d'observatoires à long terme des milieux, (4) les connaissances sur la toxicité de N et P.

Les poissons dans les réseaux trophiques : mobilisation de cette connaissance comme base de la bioindication

Les poissons peuvent être distingués par leur régime alimentaire en fonction des compartiments sur lesquels ils se nourrissent : herbivores, détritivores, invertivores, piscivores, avec des régimes parfois composites (omnivores). Certains se nourrissent préférentiellement sur le fond (benthivores) rendant accessible une part de biomasse benthique transformée à leurs prédateurs, d'autres sont plutôt pélagiques comme les planctonophages (cas des corégones des lacs). Les communautés de poissons diversifiées sont composées d'espèces spécialisées se répartissant les différentes ressources ; à l'inverse, l'omnivorie et la diminution des espèces spécialisées signent une transformation des communautés sous différentes pressions. C'est cette propriété qui a entre autres servi de base à la construction de l'IBI (Index of Biotic Integrity, Karr, 1981 ; Fausch et al., 1990). La relation entre poissons et production primaire, elle-même sous dépendance de l'enrichissement en nutriments, s'étage entre 1 à 4 niveaux trophiques, en fonction de leur régime alimentaire (ex. communauté lacustre, fig. 4.62). D'un point de vue fonctionnel, les poissons peuvent exercer un certain contrôle de la production organique autotrophe (biofilms et algues), mais l'intensité de ce contrôle est très variable selon les milieux et leur régime de perturbation, et déjà difficilement mesurable en mésocosmes en début de processus (fig. 4.63., Gido et al., 2010). Ils interviennent également dans les cycles de N et P (Vanni et al., 2002 ; Atkinson et al., 2017 ; Moore et Olden, 2017) par leur excrétion et leur biomasse post mortem.

Par ailleurs, il existe différentes stratégies de reproduction, avec des espèces qui protègent leurs pontes dans des nids, gardés et ventilés, d'autres qui les enfouissent dans des substrats minéraux poreux, d'autres encore qui les disséminent en masse dans la pleine eau. Ces guildes reproductrices sont d'autres propriétés retenues pour apprécier la diversité et l'intégrité des communautés, en les comparant à un référentiel régional. Dans les cas d'eutrophisation prononcée de milieux lenticques, le phytoplancton finit par dominer les macrophytes fixées (par effet de diminution de la transparence), ce qui altère ce support de ponte et d'habitat et pénalise les espèces qui lui sont inféodées.

Sans entrer dans le détail de la construction des indices de bioindication, il faut remarquer (i) que l'eutrophisation n'est pas le seul facteur susceptible de régir la réorganisation trophique et (ii) que le pouvoir de discrimination des indices multi métriques (basés sur plusieurs propriétés des espèces et des communautés) dépend des contrastes entre deux situations. Un faible nombre d'espèces natives, avec peu de profils spécialisés (cas de la faune de poissons en France, cf introduction de cette partie) est moins favorable pour établir ce type de démarche par rapport à des faunes naturellement riches (Harris et Silveira, 1999, Australie ; Joy et Death, 2004, Nouvelle Zélande ; Hermoso et al., 2010, Rivière Guadiana, Espagne).

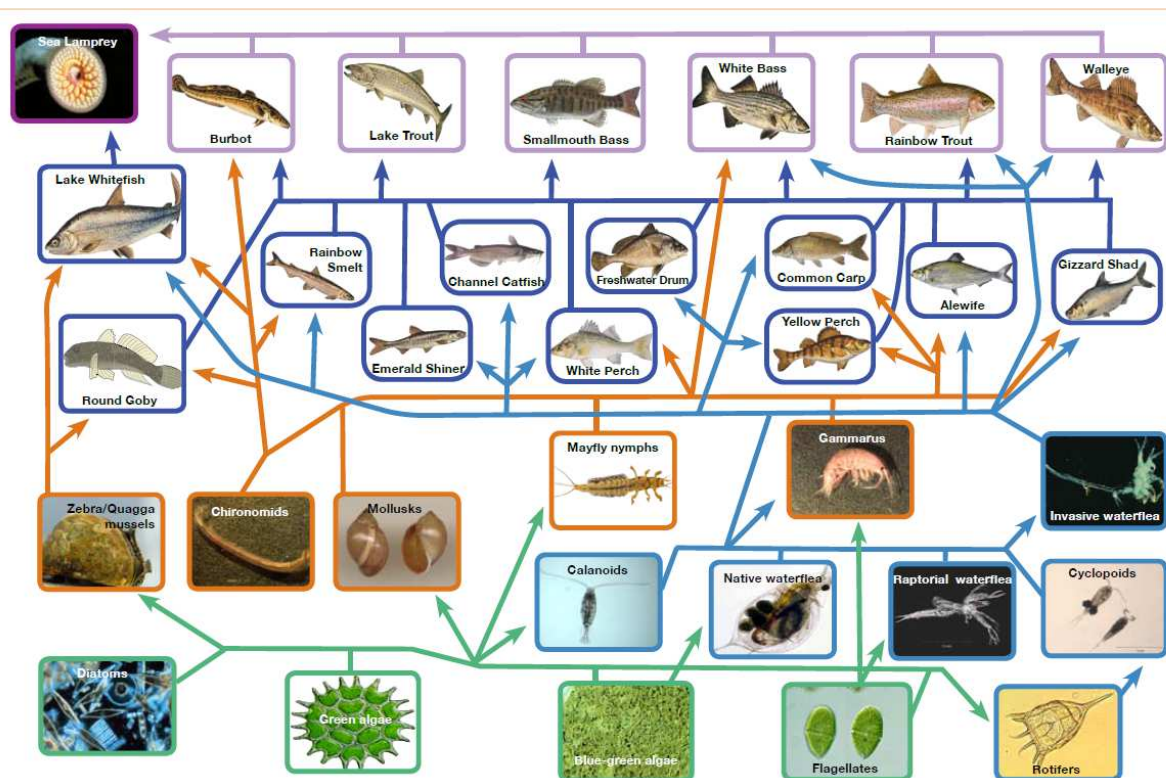


Figure 4.62. Réseau trophique du Lac Erie¹⁴. Principaux flux trophiques (végétaux et biofilms (vert), invertébrés (orange), plancton (bleu ciel), ou poissons (bleu foncé). https://www.glerl.noaa.gov/res/projects/food_web/food_web.html; https://www.glerl.noaa.gov/res/projects/food_web/lake_erie.jpg. D'après Krause et al., 2003

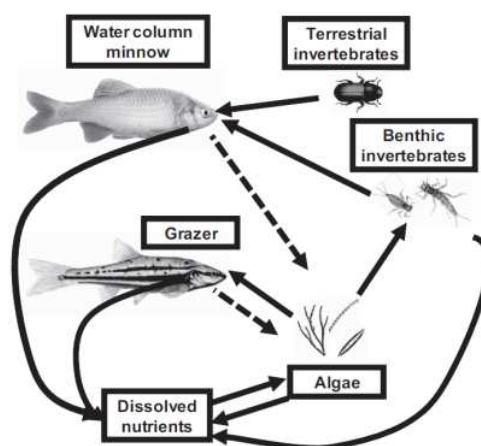


Figure 4.63. Rôle fonctionnel de 2 poissons, l'un invertivore de pleine eau (water column minnow), l'autre brouteur benthique (grazer) avec les différentes interactions de flux directs d'énergie (lignes pleines) ou de flux indirects (lignes pointillées), comme la bioturbation exercée par les organismes sur la végétation. A noter le rôle des poissons dans les cycles de N et P, par leur excrétion. Source : Gido et al. (2010).

¹⁴ NOAA, Great Lakes Environmental Research Laboratory, 4840 S. State Road, Ann Arbor, MI, 734-741-2235 - www.glerl.noaa.gov

L'eutrophisation agissant sur le cycle nycthéral de l'oxygène¹⁵, il est utile de connaître les tolérances distinctes des poissons aux teneurs de ce gaz dissous dans l'eau ; ils en ont besoin pour leur respiration. Ils réagissent au manque d'oxygène (hypoxie) d'abord en gagnant des zones plus propices de leurs milieux de vie lorsque ceux-ci sont accessibles et offrent des zones refuges plus oxygénées. Si les conditions se détériorent, les poissons meurent alors par asphyxie et les phénomènes sont souvent massifs et spectaculaires.

Alabaster et Loyd ont conclu en 1982 qu'une valeur minimum de 5 mg/L satisfaisait à la plupart des exigences des stades et activités du cycle de vie des poissons, à la suite d'une revue de la littérature ayant servi de support à un document technique de l'EIFAC FAO (1973), et ayant inspiré la directive européenne sur les eaux piscicoles de 1978¹⁶ :

- la valeur minimale de 6 mg/L était conseillée pour les eaux salmonicoles, c'est-à-dire les eaux dans lesquelles vivent les poissons appartenant à des espèces telles que le saumon, la truite, l'ombre commun ou encore le corégone pour les lacs,
- la valeur minimale de 4 mg/L était conseillée pour les eaux cyprinicoles, c'est-à-dire les eaux dans lesquelles vivent les poissons appartenant de la famille des Cyprinidae ou d'autres espèces telles que le brochet, la perche ou l'anguille.

Toutes les espèces de poisson n'ont pas les mêmes exigences vis-à-vis de l'oxygène et au sein d'une même espèce, les jeunes ont généralement des exigences plus élevées que les adultes. Parmi les poissons, les espèces benthiques qui peuvent connaître plus souvent des situations de dette en oxygène dans des milieux chauds sont généralement plus tolérantes que des espèces affectionnant des milieux plus froids et mieux oxygénés (Arend et al., 2011). La littérature scientifique fournit des valeurs plus précises pour certaines espèces de poissons, pour lesquelles des expériences en laboratoire ont pu être conduites. A titre d'exemple, pour étayer le cas du lac Erie détaillé dans ce rapport, le gobie à tête noire (round goby, *Neogobius melanostomus*) est une espèce tolérante, avec une valeur létale critique qui s'établit à 0,4 à 1,3 mg/L OD (Charlebois et al., 1997, cités par Arend et al., 2011) ; en revanche, l'éperlan (*Osmerus mordax*) et la perchaude (*Perca flavescens*) sont beaucoup moins tolérantes et les valeurs d'OD requises sont supérieures à 4 mg/L (Arend et al., 2011).

Une synthèse des références de taux d'oxygène critiques pour les poissons a été récemment proposée par Rogers et al. (2016) pour 151 espèces marines et d'eau douce.

Les connaissances physiologiques ont encore été affinées par des études qui ont mis en évidence des effets sub-létaux de l'hypoxie chez les poissons. Ainsi Shang et Wu (2004), ont mis en évidence que des concentrations sub-létales en oxygène dissous pouvaient provoquer des malformations chez l'embryon de poisson (+ 77 % par rapport au témoin), notamment par modification du processus d'apoptose cellulaire survenant 24 heures après la fertilisation. Plus tard, le développement de l'embryon est retardé, et la balance en hormones sexuelles (testostérone et œstradiol) est également dérégulée. Tous

¹⁵ Sabater et al. (2000) ont observé une différence de 10 mg/L de concentration d'O₂ dissous entre le jour et la nuit dans un site très eutrophe où la chlorophylle benthique pouvait excéder les 500 mg/m², ce qui s'accompagnait d'épisodes courts d'hypoxie et de mortalités de poissons cité par Miltner (2010). Ces situations à forts contrastes nyctéméral d'oxygène liés la respiration de grosses quantités de biomasse végétale produit une sur saturation en oxygène, sont aussi accompagnées de forts pH (> 8,2, limite de bon état DCE), qui peuvent être fatals pour les poissons (Fry, 1969).

¹⁶ Directive CEE [18 juillet 1978](#), J.O.C.E. L. 222 du 14-8-78, décret 91 1283 du 19/12/1991 et Directive [2006/44/CE](#) du Conseil, du 6 septembre 2006, concernant la qualité des eaux douces ayant besoin d'être protégées ou améliorées pour être aptes à la vie des poissons. Abrogée en décembre 2013, dans un souci d'harmonisation des directives sectorielles au sein de la DCE. L'annexe technique de la DCE transcrite en France pour les paramètres physico-chimiques généraux indique 6 à 8 mg/L pour la classe bon état, 4 à 6 mg/L pour la classe état moyen, 3 à 4 mg/L pour la classe état médiocre et < 3 mg /L pour la classe état mauvais. Outre Atlantique, la législation canadienne indique 9,5 - 6,5 mg/L et 6 - 5,5 mg/L respectivement pour les milieux froids et les milieux chauds (Canadian Council of Ministers of the Environment, 1999) ou CCME (Conseil canadien des ministres de l'environnement). 1999. Recommandations canadiennes pour la qualité de l'environnement. Conseil canadien des ministres de l'environnement, Winnipeg, Manitoba.

ces dérèglements sont susceptibles d'altérer la fitness des individus et de concourir à l'affaiblissement des populations naturelles. Wu et al. (2003) ont également montré que l'hypoxie est assimilable à un perturbateur endocrinien, à partir de dosages sérologiques effectués sur la carpe (*Cyprinus carpio*) en exposition chronique à l'hypoxie, qui montraient des diminutions significatives de testostérone, œstradiol, and triiodothyronine. Ces changements hormonaux retardent le développement gonadal des mâles et des femelles, réduisent le succès reproducteur, la motilité du sperme, le taux de fertilisation, le taux d'éclosion, et la survie larvaire.

Ces connaissances montrent que les mortalités massives ou « fish kill » ne sont pas les seuls effets négatifs de l'eutrophisation pour les poissons, des effets sub-létaux qui vont affecter le recrutement et in fine la structure des populations, sont également possibles, mais ils seront plus difficiles à détecter et à interpréter.

Sensibilité des communautés de poissons aux gradients de N et P

Différents auteurs ont cherché à corréliser les communautés de poissons observées in situ avec les nutriments, à déceler des seuils de rupture de ces communautés en fonction des concentrations de N et P et à identifier part des autres co-variables. Ils ont souvent abordé cette question en mobilisant des données des réseaux de surveillance. Les résultats de la littérature sont largement concordants : pour les cours d'eau, Keitzer et al. (2016) rappellent que de fortes concentrations en nutriments affectent négativement le communautés de poissons (Miltner and Rankin, 1998 ; Wang et al., 2007; Miltner, 2010), d'abord par leur effet sur l'augmentation de la productivité algale (Dodds et al., 2002 ; Dodds, 2006 ; Miltner, 2010), qui à son tour altère les niveaux d'oxygène disponibles (forte consommation nocturne par les végétaux pour leur respiration, et en fin de cycle pour leur décomposition, Miltner and Rankin, 1998 ; Miltner, 2010). Evans-White et al. (2009) ont aussi montré que les excès de P modifiaient également la qualité des ressources alimentaires, en changeant la stœchiométrie des ressources alimentaires des consommateurs primaires, phénomène qui est aussi décrit pour les lacs (Hessen, 2013, cité par Dodds et Smith, 2016).

Nous détaillons ci-après quelques exemples pour illustrer ce type d'études et identifier les points d'attention sur la nature des données et des relations à attendre.

Cours d'eau aux Etats Unis

Une des études les plus citées est celle de Wang et al. (2007) qui s'appuie sur des cours d'eau du Wisconsin (240 stations de petits cours d'eau d'ordre 1 à 4 dans 4 écorégions, fig. 4.64). Les échantillons de poissons ont été constitués sur une période étagée sur 5 ans, à raison d'une pêche électrique à pied par station.

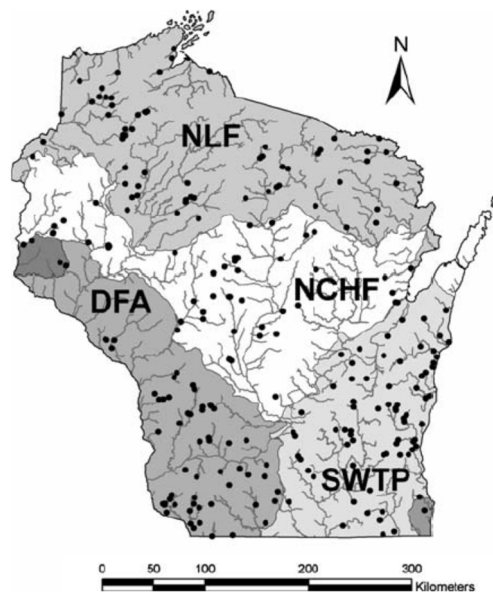


Figure 4.64. Carte du Wisconsin figurant les stations échantillonnées dans les 4 écorégions : NLF = Northern Lake and Forest, DFA = Driftless Area, NCHF = North Central Hardwood Forest Ecoregion, and SWTP = Southeast Wisconsin Till Plains. Source : Wang et al., 2007.

De nombreuses variables physiques caractérisant le bassin et la station, non présentées ici, ont été relevées. Les variables chimiques sont détaillées Tableau 4.20. Il est à noter que différentes formes chimiques de l'azote et du phosphore sont quantifiées, en phase solide ou dissoute. Ce niveau de précision n'est pas toujours disponible dans les données de réseau.

Tableau 4.20. Variables physico-chimiques détaillées, avec leurs médianes, moyennes, étendues et leurs erreurs standards. Source : Wang et al. 2007.

Variable Error		Median	Mean	Range	Standard Error
Nutrient measures					
DPJ	Dissolved phosphorus measured in July (mg/L) ^{FB}	0.052	0.087	0.003–0.879	0.007
DP	Seasonal median dissolved phosphorus (mg/L) ^B	0.050	0.078	0.004–1.460	0.008
TKNJ	Kjeldahl nitrogen measured in July (mg/L) ^{FB}	0.560	0.764	0.030–4.000	0.044
TKN	Seasonal median Kjeldahl nitrogen (mg/L) ^{FB}	0.560	0.674	0.070–2.350	0.027
NH4J	NH ₄ -N measured in July (mg/L)	0.031	0.065	0.004–1.500	0.009
NH4	Seasonal median NH ₄ -N (mg/L) ^{FB}	0.029	0.039	0.007–0.404	0.003
NO3J	NO ₃ -N measured in July (mg/L)	0.897	2.083	0.005–24.20	0.120
NO3	Seasonal median NO ₃ -N (mg/L) ^{FB}	1.040	2.078	0.005–20.55	0.184
TPA	Total phosphorus measured in August (mg/L)	0.087	0.140	0.009–2.310	0.013
TPJ	Total phosphorus measured in July (mg/L) ^{FB}	0.093	0.143	0.010–0.972	0.010
TP	Seasonal median total phosphorus (mg/L) ^F	0.084	0.115	0.012–1.641	0.009
TPS	Total phosphorus from point source (kg/m ² /year) ^{FB}	0.0	1.5	0.0–73.6	0.4
TNA	Total nitrogen measured in August (mg/L)	1.570	2.624	0.081–15.270	0.177
TNJ	Total nitrogen measured in July (mg/L) ^B	1.738	2.847	0.090–24.270	0.197
TN	Seasonal median total nitrogen (mg/L)	1.690	2.797	0.131–21.260	0.184
Other water quality measures					
COND	Conductivity during nutrient sampling (μs/cm) ^{FB}	478	455	27–1045	18
FLOW	Flow discharge during nutrient sampling (ft ³ /s) ^{FB}	4.2	25.7	0.1–461.0	4.2
PH pH	during nutrient sampling	7.7	7.7	5.5–9.2	0.0
SECHI	Secchi tube reading during nutrient sampling (cm) ^{FB}	112	97	24–120	2

*F, B indicate variables retained by canonical correspondence forward variable selection procedure and used in the variation partition analysis for fish (F) and macroinvertebrate (B)

Variable statistical summaries were computed from median values for variable that had multiple measurements

On remarquera que le jeu de données est constitué d'un gradient étendu de situations chimiques mesurées, depuis des valeurs très basses de N (0,005 mg/L) et P (0,012 µg/L) à des maximums élevés pour N (20,55 mg/l) et P (1,641 µg/L).

L'intérêt de l'étude réside aussi dans le lien qui est établi avec la structure d'occupation des sols dans les 4 écorégions, également très contrastées, avec aux extrêmes un territoire à dominante de forêt (Northern Lake) et un territoire à agriculture dominante (southeastern Till plains) (fig 4.65).

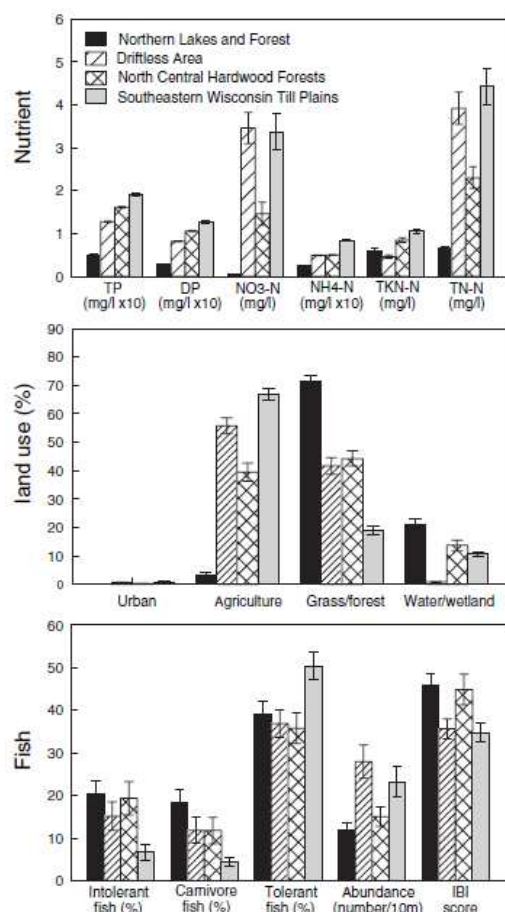


Figure 4.65. Moyennes et écarts types des variables décrivant l'utilisation des sols et les métriques de la communauté de poissons les médianes des nutriments dans les 4 écorégions du Wisconsin. Source : Wang et al., 2007.

Les relations entre réponse biologique et concentrations en nutriments sont typiques de cette nature de données (fig. 4.66): elles s'expriment par des courbes dites en coin (wedge-shape), qui présentent une grande variabilité de réponses dans les faibles valeurs de N et P, qui est liée à la diversité des situations physiques (contexte général du bassin tel que forêt ou agriculture dominante ; contexte local notamment taux de ripisylve pour le rôle de filtre et d'ombrage), suivie par une rupture forte et une moindre dispersion des stations.

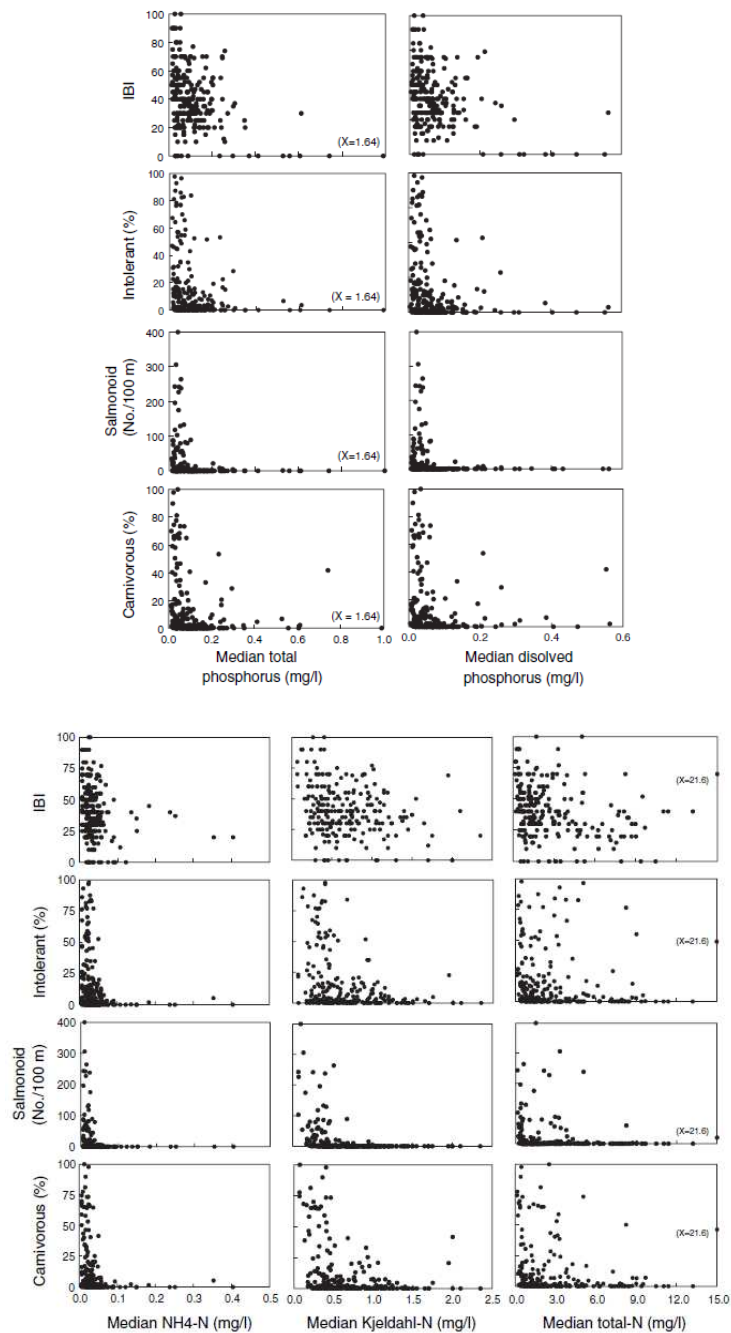


Figure 4.66. Relations bivariées entre nutriments (formes de P graphe du haut et formes de N, graphe du bas) et métriques des communautés de poissons (IBI, % intolérantes, % salmoniformes, % carnassiers). Source : Wang et al. 2007.

Les valeurs seuils auxquelles se produisent ces ruptures de l'indice poisson IBI et des métriques choisies, estimées statistiquement par des arbres de régression sont de 0,06 à 0,07 mg/L pour le P total, 0,54 à 0,61 mg/L pour le N total et de 0,02 à 0,03 mg/L pour $\text{NH}_4\text{-N}$.

Wang et al. (2007) montrent ainsi une tendance nette à la dégradation des variables biologiques avec l'augmentation de la concentration en nutriments, avec des ruptures identifiées à des valeurs très faibles. La variance expliquée des communautés de poissons est de 54 % ; elle se décompose en 46 % attribuables aux variables de bassin et d'habitat, 15 % pour les nutriments, 3 % pour les autres variables de qualité mesurées et 36 % pour les interactions entre toutes ces variables environnementales.

Ces résultats sont concordants avec ceux de l'étude de Weigel et Robertson (2007 ; 34 cours d'eau « non wadeable » du Wisconsin, nutrient ecoregions VII—Mostly Glaciated Dairy Region, and VIII—Nutrient Poor, Largely Glaciated upper Midwest) qui révèle des ruptures des métriques biologiques à 0.06 mg/L pour le P total et 0.64 mg/L pour l'azote total.

Ces résultats rejoignent tout à fait les considérations développées en introduction sur les effets composites des univers de pressions dans différents types de paysages. Les effets liés aux nutriments se combinent avec des modifications structurelles (ex. drainage, assèchement des zones humides, réduction des ripisylves, chenalisations) et physico-chimiques (ex. augmentation des matières en suspension, autres xénobiotiques non dosés dans cette étude).

Les points d'intérêt soulevés par cette étude sont la nature du jeu de données et le fait qu'il renferme une gamme contrastée de structures d'occupation du sol, tout en restant dans une gamme de cours d'eau comparables de petites dimensions (rangs 1 à 4). Cela s'accompagne également de contrastes dans les valeurs des variables descriptives, en particulier les concentrations des nutriments, incluant des valeurs très faibles, ce qui supposait de choisir des limites de quantification appropriées. Les ruptures de biodiversité sont nettes et correspondent à des valeurs basses de N et P, concomitantes avec d'autres dégradations décelables. Cela donne des signaux pour les principes de remédiation qui devront être bien sûr orientés vers la réduction des nutriments non seulement pour ces têtes de bassin en elles-mêmes, mais pour leurs émissaires (grands cours d'eau, lacs, estuaires et côtes maritimes), à accompagner d'actions conjointes sur la structure des paysages et des cours d'eau.

En prolongeant l'analyse bibliométrique avec les publications plus récentes de ces auteurs, il est très intéressant de constater qu'ils ont progressivement documenté l'univers physique des stations (Brenden et al., 2008), puis les contextes des pressions (Wang et al., 2008), proposant des indices de pressions cumulés (Esselman et al., 2011), la modélisation couplée entre modèle de bassin SWAT (Soil and Water Assessment Tool, Arnold et al., 2012) et l'IBI poissons (Einheuser et al., 2013) et la prédiction spatialisée de la biomasse des poissons en qualité de service écosystémique dans les réseaux hydrographiques (Esselman et al., 2015). Les nutriments excédentaires sont analysés dans le cadre de bassins bien décrits, en lien étroit spatialisé avec les autres facteurs limitants, de façon à éclairer les décideurs sur leurs choix stratégiques de remédiation. Autrement dit, les auteurs cités ne traquent pas une valeur seuil, mais s'adressent à des écosystèmes variés avec leurs vulnérabilités propres qui dépendent de leurs structures physiques et de pressions, et s'aident de SIG et de modèles pour gérer cette complexité.

Cours d'eau en Europe

Un très gros travail de constitution d'une base de données pan européenne sur les poissons, leurs traits et les pressions a été effectué au cours de plusieurs programmes, notamment, Fame, EFI¹⁷ EFI + puis Wiser¹⁸ et Mars (Pont et al., 2006 ; Schmidt-Kloiber et al. 2013 ; Hering et al., 2015). Elle couvre 14 pays, et différentes écorégions en Europe. Inévitablement, elle ne présente pas une homogénéité ni une complétude parfaites, notamment dans les régions sud-est ou les grands cours d'eau. Les analyses ne peuvent se pratiquer qu'à un niveau général de pressions, les « pressions hydromorphologiques » ou les « pressions sur la qualité de l'eau » (Schinegger et al., 2012).

Schinegger et al. (2013) ont exploité ce type de données (fig. 4.67, Tableau 4.21).

¹⁷ EFI+ Consortium, <http://efi-plus.boku.ac.at/downloads/EFI+ 0044096 Deliverable D1 1-1 3.pdf>

EFI+ Consortium, <http://efi-plus.boku.ac.at/software/doc/EFI+Manual.pdf>

¹⁸ WISER metadatabase (<http://www.wiser.eu/results/meta-database>)

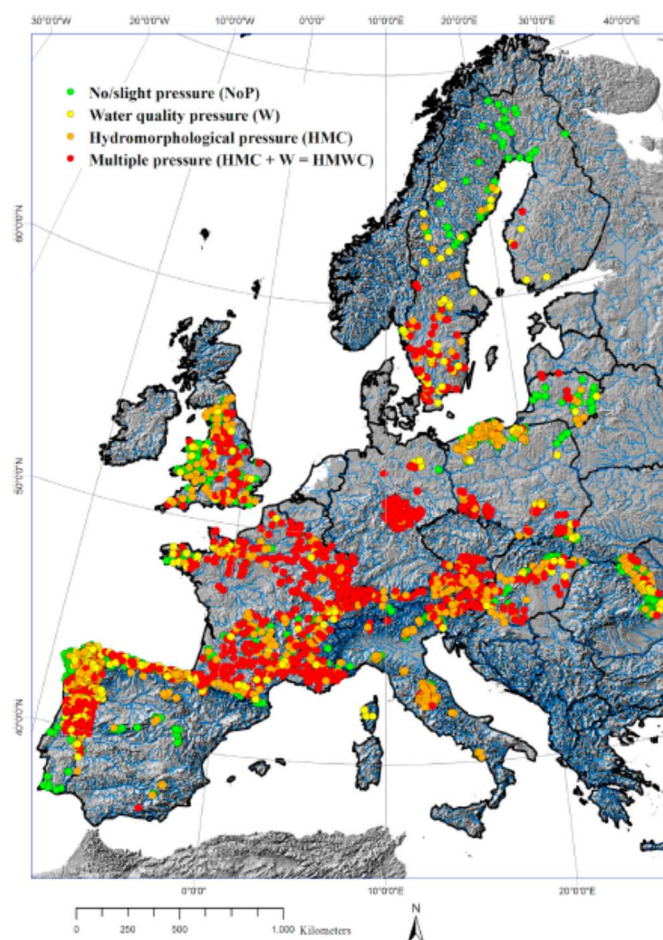


Figure 4.67. Localisation des 3105 sites étudiés dans 16 écorégions and 14 pays européens avec leurs caractéristiques principales de pression. A noter la forte dominance des stations à pressions combinées qualité de l'eau et hydromorphologie. Source : Schinegger et al. (2013).

Tableau 4.21. Description de métriques de pression de l'étude. Dans le cadre rouge, métriques de pression qualité de l'eau (acidification, eutrophisation et pollution organique). A noter que les métriques sont des valeurs discrètes relatives à des gradients de sévérité estimés a priori. Source : Schinegger et al. (2013).

Pressure variable	Type	Explanation; short description of classes
Impoundment	HMC	Natural flow velocity reduction on site due to impoundment; 1 = no (no impoundment), 3 = weak, 5 = strong;
Hydropeaking	HMC	Site affected by hydropeaking; 1 = no (no hydropeaking), 3 = partial, 3 = yes;
Water abstraction	HMC	Site affected by water flow alteration/minimum flow; 1 = no (no water abstraction), 3 = weak to medium (less than half of the mean annual flow), 5 = strong (more than half of mean annual flow);
Reservoir flushing	HMC	Fish fauna affected by flushing of reservoirs upstream of site; 1 = no, 3 = yes;
Hydrograph modification	HMC	Seasonal hydrograph modification due to hydrological alteration (water storage for irrigation, hydropower etc.); 1 = no, 3 = yes;
Channelisation	HMC	Alteration of natural morphological channel plan form; 1 = no, 3 = intermediate, 5 = straightened;
Cross section alteration	HMC	Alteration of cross section; 1 = no, 3 = intermediate, 5 = technical cross section/U-profile
Instream habitat alteration	HMC	Alteration of instream habitat conditions; 1 = no, 3 = intermediate, 5 = high;
Embankment	HMC	Artificial embankment; 1 = no (natural shoreline), 2 = slight (local presence of artificial material for embankment), 3 = intermediate (continuous embankment but permeable), 5 = high (continuous, no permeability);
Flood protection	HMC	Presence of dykes for flood protection; 1 = no, 3 = yes;
Barriers segment upstream	HMC	Barriers on segment level upstream; 1 = no, 3 = partial, 3 = yes ^a ;
Barriers segment downstream	HMC	Barriers on segment level downstream; 1 = no, 4 = partial, 4 = yes ^a ;
Acidification	W	Acidification; 1 = no, 3 = yes;
Eutrophication	W	Artificial eutrophication; 1 = no, 3 = low, 4 = intermediate (occurrence of green algae), 5 = extreme (oxygen depletion);
Organic pollution	W	Is organic pollution observed; 1 = no, 3 = weak, 5 = strong;

^a Partial barriers and yes are considered to have the same impact.

Pont et al. (2007) avaient défini 10 métriques de l'indice poisson européen EPI qui répondaient le mieux aux pressions anthropiques (effet fort versus effet faible), mais pas à une pression spécifique. Dans cette étude Schinegger et al. (2013) ont testé 129 métriques candidates en réponse aux pressions décrites dans le Tableau 4.21 et en ont identifié 17 non corrélées entre elles qui répondent à ces pressions, avec des nuances selon 4 types de cours d'eau (têtes de bassin, pente moyenne, plaine et méditerranéens). Certaines métriques répondent spécifiquement aux altérations de qualité d'eau ou aux pressions hydromorphologiques, ce qui montre que l'information portée par les poissons peut aider à discriminer des situations dans l'esprit d'une appréciation globale d'état de type DCE.

En revanche, le niveau de description d'un gradient comme l'eutrophisation n'est pas suffisant ici pour en faire un indicateur fin. D'autant qu'une recherche sur les références ayant servi à établir les 5 classes d'eutrophisation du Tableau 4.21 décrites dans Schinegger et al. (2012), montre que c'est le texte de Sandin et Johnson (2000) qui a été retenu. Ces auteurs avaient choisi un seuil d'eutrophisation à 50 µg/L de P total et l'avaient testé avec des peuplements de macroinvertébrés pour les cours d'eau du réseau de surveillance de Suède (698 stations, Tableau 4.22)

Tableau 4.22. Caractéristiques physico-chimiques des sites de l'étude de Sandin et Johnson (2000) référence (R) (n=246), eutrophisés (E) (n=78) références pour eutrophisation (ER) (n=78) acidifiés (A) (n=8) références pour acidification (AR) (n=8 cours d'eau).

	R	E	ER	A	AR
Altitude ^a	314 ± 11	38 ± 6	160 ± 13	117 ± 16	138 ± 31
Stream velocity ^b	2.2 ± 0.1	1.2 ± 0.1	2.0 ± 0.1	2.4 ± 0.3	2.1 ± 0.2
pH	7.03 ± 0.02	7.14 ± 0.06	6.88 ± 0.03	4.89 ± 0.13	6.81 ± 0.07
Total nitrogen (µg l ⁻¹)	432 ± 26	3353 ± 330	703 ± 62	864 ± 135	887 ± 228
Total phosphorous (µg l ⁻¹)	8.8 ± 0.2	116.6 ± 11.2	10.8 ± 0.3	18.6 ± 2.9	11.3 ± 0.8
Alkalinity (meq l ⁻¹)	0.33 ± 0.04	2.02 ± 0.19	0.36 ± 0.08	-0.03 ± 0.01	0.25 ± 0.07
TOC (mg l ⁻¹)	5.9 ± 0.3	10.6 ± 0.6	9.1 ± 0.5	18.2 ± 1.0	9.2 ± 1.3

^aMeters above sea level. ^bSee text.

Ils ont ensuite établi le taux de faux positifs et de faux négatifs par rapport à leur classification a priori des situations et ont conclu à un pourcentage de classement satisfaisant. Pour les macroinvertébrés, ce sont la richesse taxonomique et les taxons EPT qui portent l'information la plus intéressante.

Néanmoins à la lecture de ce seul texte, il n'est pas possible de reconstituer précisément les valeurs de nutriments qui ont servi de base pour constituer les 5 classes d'eutrophisation en tant que pression prise en compte dans les indices poissons européens.

En travaillant dans un espace plus restreint sur les données de surveillance allemandes et autrichiennes (2302 sites), Dahm et al. (2013) confirment que l'enrichissement en nutriments reste une pression majeure très liée à l'occupation du sol, mais que les poissons discriminent assez mal les situations, moins bien que les diatomées pour les cours d'eau de montagne ou les macroinvertébrés.

Ils sont conscients qu'il faut recourir à des données plus précises pour déceler des effets plus subtils, notamment dûs à des facteurs de stress locaux, mal décrits dans les grands jeux de données, tout en restant attentif aux contextes et aux types de cours d'eau.

Avec un jeu de données encore plus restreint géographiquement (66 cours d'eau de l'Europe du Nord), Johnson et al. (2014) montrent à nouveau que tous les groupes répondent à des niveaux élevés de nutriments, dans l'ordre décroissant diatomées > macroinvertébrés > poissons > macrophytes. Ils

expliquent ce résultat par la relation plus directe des producteurs primaires aux nutriments (la position des macrophytes était alors surprenante), tout en rappelant qu'à de fortes concentrations les nutriments ne sont plus limitants, d'où une faible probabilité de déceler des points de rupture.

En France, les travaux sur les poissons ont été conduits en lien étroit avec les travaux européens (Pont et al., 2007), avec l'objectif de construire un indice poisson multimétrique qui réponde aux situations multipressions, de façon à respecter l'esprit de la DCE (Marzin et al., 2014). Pour cela, les pressions ont été synthétisées dans des grandes catégories (Tableau 4.23). La logique de travail est donc de fixer a priori des classes de variables respectant des gradients d'altération définis a priori et ensuite de tester les différentes métriques descriptives des communautés de poissons les plus discriminantes et les moins redondantes vis-à-vis des pressions globales regroupées en catégories générales (qualité de l'eau, morphologie, hydrologie, combinaison des trois et nombre d'altérations).

Tableau 4.23. Description des pressions et de leurs gradients pour les 1654 stations des réseaux de suivi français ayant servi de support à la formalisation de l'IPR+. Source : Marzin et al., 2014.

Variables	Categories of the variables (number of sites)				
	No	Slight	Moderate	High	No data
Hydrological regime modified ^{a,b}	803	408	276	167	–
Hydropeaking ^{a,b}	1355	159	68	72	–
By-pass channel ^{a,b}	1482	104	54	14	–
Water abstraction ^{a,b}	808	580	131	135	–
Presence of an impoundment ^{a,b}	1290	172	44	148	–
Artificial embankment ^{a,c}	1174	278	112	90	–
Riparian vegetation modified ^{a,c}	850	437	207	160	–
Sedimentation ^{a,c}	667	547	266	174	–
Toxic pollution ^{a,d}	542	505	132	117	358
Organic pollution ^{a,d}	404	481	152	86	531
Nutrient pollution ^{a,d}	277	457	258	72	590
Eutrophication ^{a,d}	710	394	169	68	313
Organic pollution class ^{a,d}	328	670	327	228	101

	Categories of the variables (number of sites)			
	No	Partial	Yes	No data
Acid pollution ^{a,d}	1120	–	35	499
Upstream lake ^a	1183	256	153	74
Navigation ^a	1515	31	39	74
Downstream barrier ^a	896	337	370	51
Channel form modified ^{a,c}	1132	303	219	–
Cross-section modified ^{a,c}	1065	318	271	–
Channel incision or aggradation ^{a,c}	1063	412	179	–
Water temperature modified ^a	No (1259)/cooling (56)/warming (299)			No data (40)

	Categories of the variables (number of sites)				
	None	Low	Medium	High	No data
Water quality degradation index (P_{WQ})	160	77	89	128	1200
Morphological degradation index (P_M)	425	167	109	149	804
Hydrological degradation index (P_H)	316	206	124	140	868
Global disturbance index (P_{Global})	359	386	328	357	224
Number of disturbance types ($N_{Disturb}$)	0 (400)/1 (299)/2 (228)/3 (167)/4 (143)/5 (113)/>6 (262)				

^a Variables used in the global disturbance indices (P_{Global} and $N_{Disturb}$).

^b Variables used in the hydrological disturbance index (P_H).

^c Variables used in the morphological disturbance index (P_M).

^d Variables used in the water quality disturbance index (P_{WQ} ; MEDD and Agence de l'eau, 2003).

Les critères ayant servi à définir les variables de qualité de l'eau sont ceux du Seq eau¹⁹ qui seront évoqués ultérieurement. Marzin et al. (2014) ne précisent pas quelles limites de seuils sont retenues, mais si elles sont conformes au Seq eau, la limite de bon état est de 10 mg/L de N03-.

Quelle que soit la valeur choisie, il s'agit d'un seuil fixe, chimique qui ne tient pas compte des processus régissant l'eutrophisation (nutriments, temps de résidence, lumière et température). Les données biologiques ne sont pas utilisées pour établir précisément un gradient de réponse à une altération précise, mais pour voir dans quelle mesure elles retranscrivent des altérations combinées prédéfinies.

19 MEDD and Agence de l'eau, 2003. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau (SEQ-Eau). Grilles d'évaluation (version 2).

Il y a là une certaine circularité qu'il faut garder à l'esprit en cas de tentative de recherche de point de rupture biologique en fonction des nutriments avec ce type d'indices. Stoddard et al. (2006) ont mis en garde contre ce défaut possible des démarches de type Clean Water Act (CWA) ou DCE, qui par exemple définissent des références par les données biologiques de réponse et non par la géochimie et l'habitat des meilleures situations contemporaines observables.

L'autre défaut de ce type d'indice sera sa difficulté à répondre avec suffisamment de sensibilité à une réduction des concentrations de nutriments et donc de servir d'indicateur de gain écologique. Comme pour les indices macroinvertébrés, un choix de métriques et de traits les plus sensibles au paramètre corrigé serait plus adapté.

Lacs en Europe

Un indice poisson lac ou Indice Ichtyofaune Lac IIL a été construit en Europe (12 pays) au cours du deuxième cycle de la DCE, à partir d'une base de données couvrant 454 lacs naturels (Argillier et al., 2013 ; Cadre de développement WISER FP 7²⁰) : le titre de la publication est central pour le questionnement de l'Esco Eutrophisation : « Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes ». Mais la lecture de la publication montre que le lien entre réponse des communautés de poisson et eutrophisation est grandement à nuancer, puisque l'eutrophisation est décrite par des proxys comme la surface de bassin versant dédiée à l'agriculture (seuil considéré à < 10 % pour le référentiel) et la concentration en phosphore (seuil considéré < 5 µg/L) ; les autres descripteurs sont la profondeur maximale (m ; P_{MAX}), la surface du lac (km² ; S_{LAC}), la surface du bassin versant (km² ; S_{BV}), l'altitude (m ; A_{LTI}), la température moyenne de l'air (°C ; T_{MOY}) et l'amplitude thermique entre juillet et janvier (°C ; T_{AMP}) (Argillier, Caussé et al., 2013 ; Logez et al., 2015). Les variables climatiques utilisées lors du projet européen WISER et qui ont servi à développer l'IIL sont issues du Climatic Research Unit (CRU ; <http://www.cru.uea.ac.uk/>) (New, Lister et al. 2002). Il s'agit de moyennes sur la période 1961-1990.

Les auteurs regrettent bien sûr de ne pas avoir eu accès à des variables comme l'hydrologie pour le calcul des temps de résidence dont on connaît l'importance depuis le travail de Vollenweider (1972).

Les autres limites signalées sont la non homogénéité de la couverture géographique, où les lacs nordiques, en p. les lacs autour de la mer Baltique sont largement surreprésentés et par le non traitement des lacs à peuplement de moins de 3 espèces (souvent lacs d'altitude supérieure à 1500 m) (fig. 4.68 ; Caussé et al., 2011 ; Logez et al., 2015).

²⁰ Theme 6 : Water bodies in Europe: Integrative Systems to assess Ecological Status and Recovery, Contract No.: 226273



Figure 4.68. Situation géographique des 445 lacs, supports du développement de l'indice poisson lac européen : Denmark (49), Estonia (21), Finland (89), France (40), Germany (69), Ireland (33), Italy (3), Norway (1), Romania (1), Slovenia (2), Sweden (143) and the United Kingdom (3). Source : Argillier et al. (2013).

L'ILL s'appuie sur trois caractéristiques des peuplements piscicoles, aussi appelées métriques, pour établir l'état écologique des lacs naturels. Le niveau d'altération d'un plan d'eau est évalué en comparant les valeurs observées des métriques à des valeurs théoriques observables en l'absence d'eutrophisation. Ces valeurs théoriques sont prédites pour chaque plan d'eau en fonction de leurs caractéristiques environnementales. À ce titre, l'indice ichtyofaune lacustre est un indice multimétrique prédictif (Logez et al., 2015). Comme fréquemment pour des indices utilisés pour la conformité législative, il s'est glissé un flou sémantique entre eutrophisation et état écologique et Logez et al. (2015) signalent tout à fait à propos que la procédure d'intercalibration des méthodes européennes réalisée dans le courant de l'année 2015 a conduit à « ajuster » les seuils des classes d'état entre partenaires de la zone « Central-Baltique ». Cet ajustement entraînant une diminution de la sévérité de l'indice. C'est ici une frontière d'ordre « politique » et peu scientifique, ce qui ajouté à l'énoncé des limites de l'approche, nous conduit à considérer l'indice proposé comme une première étape importante dans l'application harmonisée de la DCE, mais avec une certaine prudence quant à sa capacité de discrimination sensible de l'eutrophisation.

Un important travail de synthèse multi groupes (phytoplancton, macrophytes, macroinvertébrés benthiques et poissons) a par ailleurs été réalisé au niveau européen pour 2000 lacs dans 22 pays (Lyche Solheim et al., 2013). L'eutrophisation est traduite par un proxy, le log10 de la concentration en P total : 11 métriques ont été considérées comme les réponses les plus significatives aux gradients de ce proxy, la chloa du phytoplancton, sa composition taxonomique, un indice trophique et un indice relatif aux traits écologiques, les métriques de composition des communautés de macrophytes provenant de l'intercalibration européenne, et un indice poisson des lacs nordiques. L'indice poisson européen ne ressortant pas suffisamment, ce qui confirme les remarques précédentes. Dans un rapport ultérieur en tant que co-auteur (Ibisch et al., 2017, Tableau 4.5 de ce chapitre), Lyche Solheim ne retient pas les poissons comme groupe indicateurs de l'eutrophisation.

Brucet et al. (2013) ont identifié après enquête une centaine de méthodes tous groupes confondus pour évaluer les lacs en Europe : leur conclusion est identique à celle de Lyche Solheim et al. (2013) ; elle

confirme la plus grande pertinence et le meilleur calage des méthodes basées sur le phytoplancton, les autres méthodes dont celles relatives aux poissons étant de plus souvent étalonnées à dire d'expert. Ils ressortent avec la proportion la plus forte de relations pressions impact invalidées (80 %). Brucet et al. (2013) sont surpris par ce résultat car la littérature a pourtant montré leur sensibilité à l'eutrophisation (Jeppesen et al., 2000 ; Mehner et al., 2005), à l'intensité de sollicitation humaine des lacs (Schindler, Geib & Williams, 2000), aux dégradations hydromorphologiques (Jennings et al., 1999) et à l'acidification (Appelberg, Bergquist & Degerman, 2000) ; ils pensent alors que ce sont ces facteurs multiples qui influencent la composition spécifique (Vestergaard & Sand-Jensen, 2000), les interactions entre variables (Schartau et al., 2008 ; Rask, Olin & Ruuhijärvi, 2010) et les différences d'habitat (Tolonen et al., 2001 ; Free et al., 2009) et qui compliquent la relation directe à l'eutrophisation.

Lacs aux Etats-Unis

Beck et Hatch (2009) ont proposé une revue complète des différents indices biologiques mis en œuvre dans les lacs des Etats-Unis. Leur argument repose sur le fait que les méthodes usuelles de qualité physico-chimiques telles que TMDL (Total Maximum Daily Load) ou les standards d'eutrophisation sont insuffisants pour rendre compte d'un état de santé général des milieux lacustres en conformité avec le CWA. Différents indices poissons IBI ont été développés en tenant compte des cortèges d'espèces régionales et sont discutés dans cette synthèse ; nous ne les détaillons pas ici, car les remarques sont les mêmes que celles développées précédemment.

Eutrophisation et évolutions fonctionnelles des communautés de poissons

Lacs alpins, réactions synchrones aux réductions du phosphore

Les lacs périalpins suisses et français ont connu des trajectoires homologues en 30 ans, évoluant de phases eutrophes à très eutrophes, puis progressivement vers une ré-oligotrophisation avec la réduction de leur charge en phosphore. En ce sens, ils n'ont pas connu l'inversion de phase vers une nouvelle eutrophisation comme cela s'est produit pour le lac Erié. Les apports de phosphore ont été diminués depuis les années 70 : les teneurs en P total sont ainsi passées de 135-50 $\mu\text{g/L}$ en situations eutrophes à 25-2 $\mu\text{g/L}$ dans les autres (Gerdeaux et al., 2006, fig. 4.69).

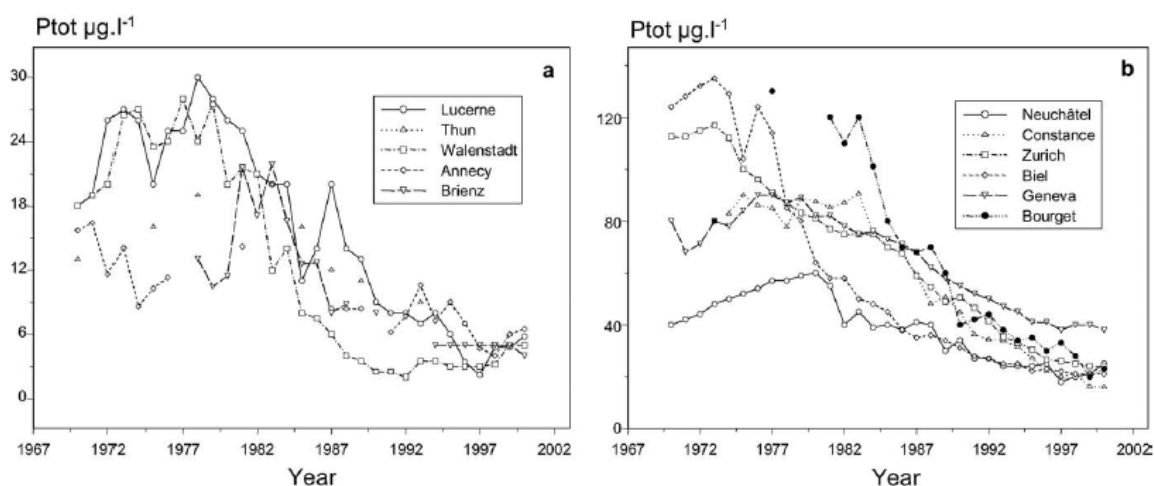


Figure 4.69. Trajectoires de la concentration en P dans 11 lacs périalpins entre 1970 et 2000. Source : Gerdeaux et al. (2006).

Dans le même temps, les communautés de poissons passaient progressivement de remplacements de dominance par les cyprinidés puis les percidés dans les situations eutrophes à des Corégonidés lors du

retour à une phase oligotrophe, sans perte de biomasse produite. La chute de production ne se produit que quand PT passe en dessous de 5 $\mu\text{g/L}$ (Gerdeaux et al., 2006, fig 4.70).

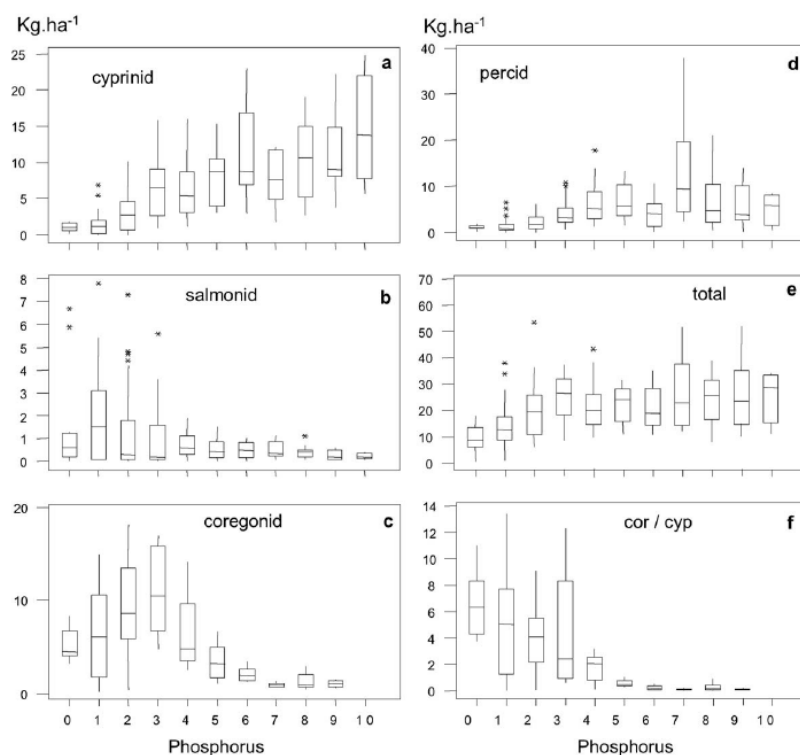


Figure 4.70. Distribution des classes de biomasses annuelles capturées par famille de poisson (kg/ha) pour chaque classe de concentration en phosphore. Classe 0 : P ($\mu\text{g/l}$) < 10 ; 1 < 20 etc.... Source : Gerdeaux et al. (2006).

S'ils partagent un patron temporel d'évolution très semblable, chaque lac évolue à son rythme, avec notamment l'inflexion de la courbe Corégonidés/Cyprinidés qui est très nette dans le lac de Constance à partir de 1995 et plus tardive et moins accentuée dans d'autres lacs comme le Léman ou Neuchâtel (Gerdeaux et al., 2006, fig 4.71).

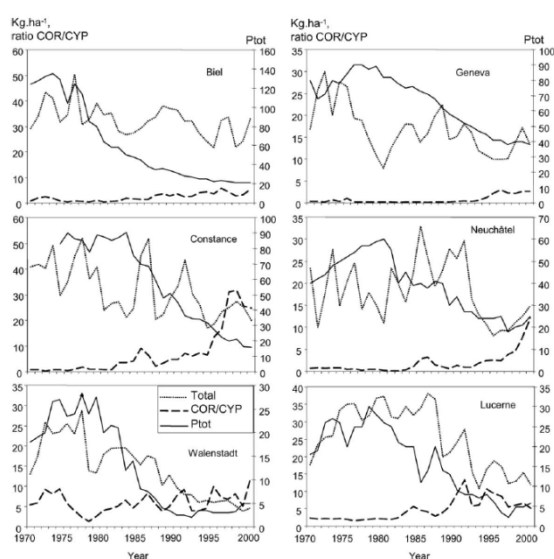


Figure 4.71. Evolutions des concentrations en phosphore, biomasse totale capturée et ratios Corégonidés/Cyprinidés dans les lacs Biel, Léman, Constance, Neuchâtel, Walenstadt et Lucerne. Source : Gerdeaux et al. (2006)

Le Léman, une longue série temporelle riche d'enseignements

Les travaux plus récents relatifs au Léman portent sur une série plus longue et permettent de voir que la tendance à l'augmentation des Corégonidés dans les captures qui s'amorçait en 2000, s'est confirmée et accentuée par la suite (Cipel, 2015, fig. 4.72). Les captures de perche ont diminué par rapport aux années où le lac était eutrophe et restent constantes depuis environ 1995. A noter également que la biomasse totale des captures a beaucoup augmenté à partir de 2008 par rapport à la décennie qui précédait.

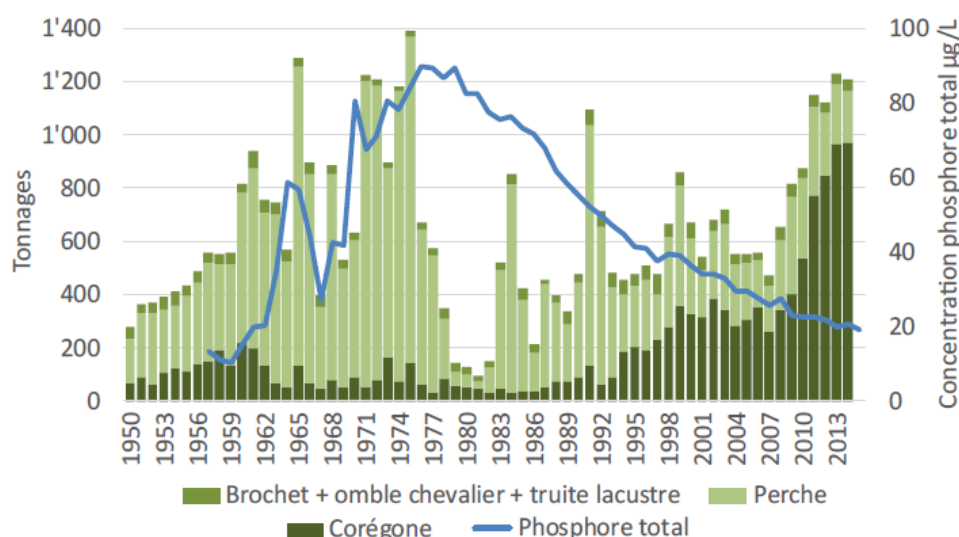


Figure 4.72. Evolution des captures de poissons dans le Léman (1950-2014) en regard des concentrations temporelles du phosphore. Source : Cipel (2015).

Anneville et al. (2017) discutent les tendances observées et notamment le paradoxe de constater un développement de la population de Corégonidés, poisson sténotherme d'eau froide malgré une rupture de régime thermique nette l'année 1987 avec des températures en moyenne plus chaudes depuis cette époque. L'explication la plus plausible tiendrait à un meilleur recrutement printanier, la force des classes d'âge bénéficiant d'un meilleur phasage entre besoins larvaires et formes et abondance de zooplancton présent (*Daphnia* remplaçant des copépodes), puis à une meilleure croissance liée à la température plus favorable. Ils rappellent aussi que la population de corégones avait été soutenue par alevinages et que le lac avait bénéficié d'opérations de restauration de frayères de cette espèce *Coregonus lavaretus*.

En résumé, l'exemple du Léman illustre bien que les poissons réagissent à la baisse tendancielle de la charge en phosphore et que les proportions relatives des familles en est une traduction à interpréter sur un temps long, ne serait-ce que pour tenir compte de la durée de vie des espèces concernées. Mais il est également clair que d'autres dynamiques sont aussi à l'œuvre notamment le forçage thermique qui joue sur la phénologie complexe des différentes histoires de vie des espèces en interaction. On conclura que la prédictibilité des tendances futures est faible et que l'observation continue de ces systèmes reste plus que jamais nécessaire, bien sûr avec une exigence d'interprétation fonctionnelle régulière.

Le Lac Erie : un cas d'hypoxie bien décrit

Dans les années 60 et 70, les fortes charges en phosphore de ce lac le moins profond de tous les Grands Lacs Laurentiens, avaient dégradé la qualité de l'eau et réduit grandement les niveaux d'oxygène de l'hypolimnion (zone profonde) du bassin central (Scavia et al., 2014, cf chap 4), ce qui avait conduit à

l'extrême réduction de l'habitat thermique des organismes d'eau froide vivant en eau profonde et en cascade des poissons s'en nourrissant (Scavia et al., 2014)²¹. Suite aux efforts de réduction des apports de phosphore, le lac Erie avait entamé une phase d'oligotrophisation : l'étendue des zones hypoxiques et anoxiques avait diminué et les communautés de poissons assez résilientes se reconstituaient (données analysées jusqu'en 1996, Ludsins et al., 2001). Cette réhabilitation du peuplement de poissons s'est caractérisée par la baisse de l'abondance de 6 espèces tolérantes à l'eutrophisation (e.g. turbidité et anoxie (< 2 mg/L, Scavia et al., 2014)), et par la hausse de l'abondance de trois espèces intolérantes, intéressant les pêches commerciales et de loisir. Il avait ainsi été constaté que les effets induits de l'hypoxie perturbaient les relations prédateurs proies et tout l'équilibre des réseaux trophiques (Scavia et al., 2014 ; Watson et al., 2016) : les mêmes auteurs montrent une corrélation nette entre le nombre de jours d'hypoxie (< 2 mg/L O₂) et la condition des perches jaunes ou perchaudes (fig. 4.73). Autrement dit, plus longtemps les poissons sont soumis au stress hypoxique, plus leur croissance pondérale diminue.

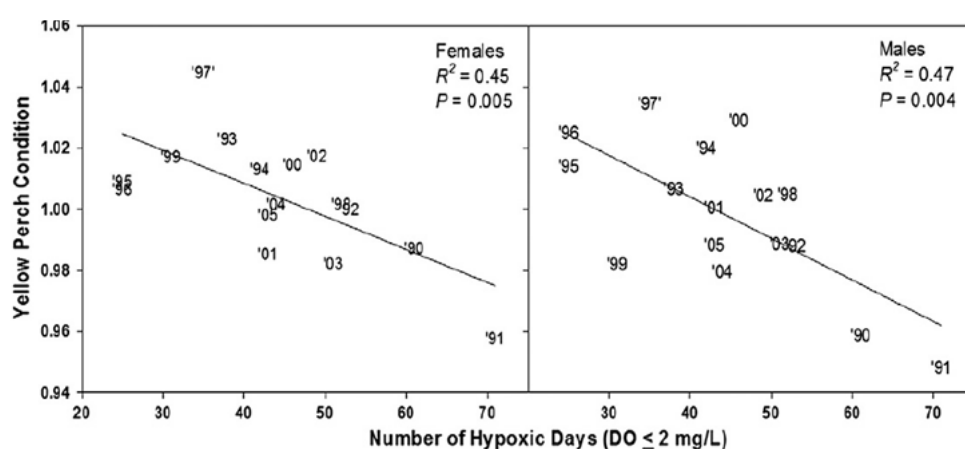


Figure 4.73. Relations entre le nombre de jours d'hypoxie dans le bassin central du lac Erie et la condition (masse relative normée par la masse théorique dépendant de la longueur du poisson) des perches jaunes au cours de captures par traits chalut en automne (années 1990 à 2005). Source : Scavia et al. (2014).

Au cours des années 2000, le lac Erie est entré dans une phase de ré-eutrophisation (Scavia et al., 2014), qui s'accompagne à nouveau d'épisodes fréquents d'hypoxie, de développement de cyanobactéries toxiques et parfois de mortalités massives de poissons. L'année 2012 a été particulièrement spectaculaire, avec plusieurs dizaines de milliers de poissons morts sur 40 km de la rive nord du lac en fin d'été (Rao et al., 2014)²². La mortalité a été attribuée à un phénomène météorologique de vent très fort, qui a occasionné la remontée des eaux profondes mal oxygénées et les a propagées en direction des zones de bordure de la rive nord du lac. Les poissons sont morts par asphyxie, toutes les autres causes possibles (infection bactérienne, botulisme, septicémie hémorragique VHS, cyanobactéries toxiques) ayant été vérifiées et écartées (Rao et al., 2014). Les espèces les plus touchées ont été le malachigan (*Aplodinotus grunniens*), la perchaude, le gobie à tâches noires (*Neogobius melanostomus*), et l'éperlan (*Osmerus mordax*) et dans une moindre mesure le buffalo à grande bouche (*Ictiobus cyprinellus*), la carpe, le sucker (*Catostomus* g.) et le poisson chat (*Ictalurus punctatus*).

Le phénomène d'hypoxie est désormais bien quantifié et spatialisé sur le lac Erie. Hawley et al. (2006) ont rendu compte d'une campagne dédiée en 2005 : l'hypoxie ($OD < 2$ mg/L) s'étendait en profondeur

²¹ Sachant par ailleurs que la désoxygénation des fonds entraîne une remobilisation du phosphore adsorbé dans les sédiments, ce qui concourt à l'excès de matières nutritives et entretient le processus d'eutrophisation (Hawley et al., 2006 ; Dunalska et Wisniewski, 2016).

²² L'épisode a pu être analysé finement, car une campagne intensive de prélèvements avait été programmée cette année-là avec déploiement d'enregistreurs de température, de sondes à oxygène et de stations météo sur et au sein du lac

sur 10 000 km², soit près de la moitié de la superficie du lac (25 744 km²), sachant que les valeurs inférieures 4 mg/L sont pénalisantes pour les poissons. Cette superficie encore jamais documentée dans le lac Erie représente la moitié du maximum de la zone hypoxique du Golfe du Mexique (Rabalais et al., 2009) et environ 5 fois celle de la Chesapeake Bay (Hagy et al., 2004).

Selon Arend et al. (2011), l'hypoxie survient désormais chaque année dans le lac Erie, sur une période couvrant la mi-juillet à la mi-octobre et touche spatialement les zones à bon habitat benthique potentiel. Ces auteurs ont calculé les pourcentages de réductions de qualité d'habitat (c'est-à-dire les espaces où l'oxygénation satisfait les exigences de l'espèce)²³ : ceux-ci sont en moyenne réduits de 35 % pour l'éperlan adulte, *Osmerus mordax mordax* Mitchill, un planctonophage d'eau froide, et pour le gobie à tâches noires, *Neogobius melanostomus* Pallas, un benthivore eurytherme, de 12 % pour l'adulte d' « emerald shiner », *Notropis atherinoides* Rafinesque, un planctonophage d'eau chaude, de 10 % pour les jeunes éperlans de l'année (0+), et de 8,5 % pour les jeunes et les adultes de perchaude, *Perca flavescens* Mitchill, un benthopélagique omnivore. Ces statistiques montrent comment l'hypoxie pèse sur les modifications de structure de communauté, toutes les espèces n'étant pas impactées avec la même intensité. Leur finesse n'est possible que pour des lacs particulièrement bien suivis, avec des investigations très poussées, ce qui n'est pas le cas dans les réseaux de surveillance « ordinaires ».

Pour synthétiser les tendances à long terme observées des communautés de poissons du lac Érié, en fonction de l'eutrophisation et des processus associés Ludsin et Hook (2013) ont proposé un schéma explicatif (fig. 4.74). Il n'est pas sans rappeler les tendances observées sur les lacs périalpins.

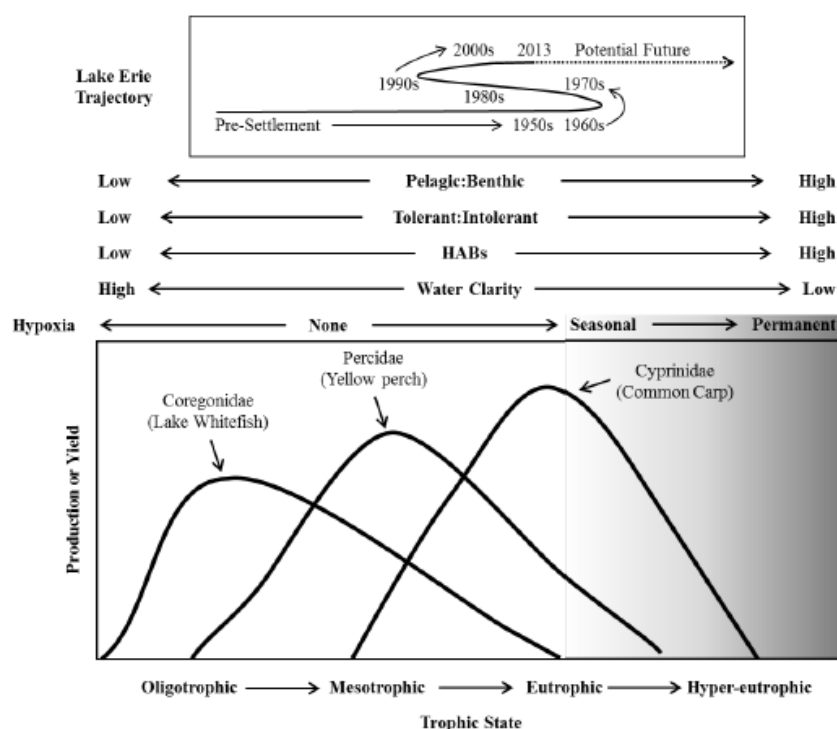


Figure 4.74. Conceptualisation des trajectoires des communautés de poissons du lac Érié en fonction des stades d'eutrophisation. Source : Ludsin et Hook (2013).

²³ pour cette étude, le régime thermique annuel et les profils d'OD sont générés par un modèle hydrodynamique 1D de la thermie et de l'oxygène développé pour le bassin central du lac Erie.

Les communautés de poissons évoluent depuis les Corégonidés, pélagiques (de pleine eau) et planctonophages, vers les percidés et enfin les Cyprinidés, benthivores et plus tolérants à de plus faibles concentrations en oxygène ; ces différentes guildes réagissent aux évolutions du milieu lacustre, avec une fréquence croissante des hypoxies et des épisodes de blooms algaux au fur et à mesure de l'accentuation du processus d'eutrophisation.

Enseignements et perspectives

Les séries temporelles nous ont appris qu'il est nécessaire d'interpréter les tendances observées non seulement à la lumière d'un paramètre d'intérêt, ici, les excès de nutriments, mais aussi dans un contexte géographique (pertinence de tel indice dans son contexte de calage) et dans sa dynamique fonctionnelle. Collingsworth et al. (2017) proposent une grille de lecture conceptuelle pour interpréter en ce sens les observations de composition des populations de poissons (fig. 4.75).

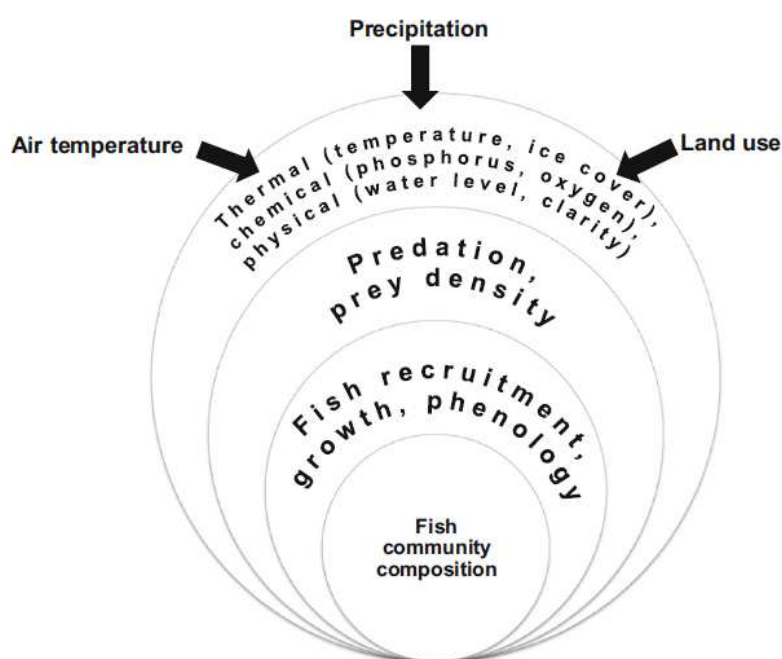


Figure 4.75. Schéma conceptuel décrivant les relations complexes et hiérarchiques entre facteurs de forçage externes (température de l'air, précipitations, occupation du sol), les fonctions synécologiques, les fonctions d'histoire de vie et enfin la réponse finale des communautés de poissons. Proposé par Collingsworth et al. (2017) pour les Grands Lacs Laurentiens et généralisable à beaucoup d'autres écosystèmes.

De façon plus prospective et générique, des auteurs comme Jacobson et al. (2017) commencent à théoriser les évolutions des peuplements de poissons en mobilisant la notion de modèle de niche écologique, ciblée dans leur étude sur les effets des concentrations de nutriments couplées à la température sur 25 espèces de poissons²⁴ (fig. 4.76). Parallèlement, les évolutions temporelles de niches ont été simulées de 1900 à 2010 en reconstituant les patrons d'occupation de sol et les régimes thermiques. Trois types de lacs sont modélisés, les lacs de plaine (Prairie), les lacs en forêt (Forest) et les lacs en paysage mixte (Transition). Les espèces d'eau chaude tolérantes à l'eutrophisation ont tendance à augmenter dans les lacs de plaine, sous l'effet conjoint de l'eutrophisation et de la température. Les espèces d'eau chaude, intolérante à l'eutrophisation progressent dans les lacs de forêt, là où la température est le seul facteur de forçage. Les espèces des eaux tempérées déclinent

²⁴ 25 espèces des 1577 lacs du Minnesota

dans les deux contextes. Les changements les plus importants se produisent quand les effets du climat et de l'eutrophisation se conjuguent dans le même sens (fig. 4.77 et 4.78).

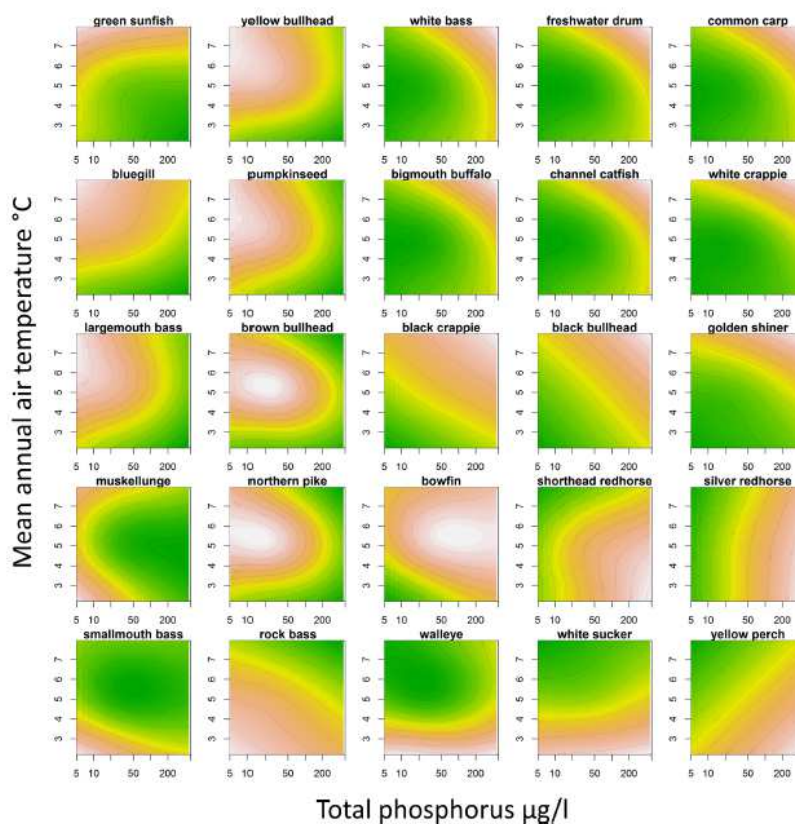


Figure 4.76. Modèle de niche par espèce de poisson. Modèle additif généralisé traduisant les effets conjoints de la moyenne annuelle des températures de l'air (°C) et la moyenne estivale des concentrations de P total de l'épilimnion (µg/L) sur l'abondance relative de 25 espèces des lacs du Minnesota (1577). Abondances relatives $\log_e(\text{CPE}+0.1)$ normées par le maximum. Source : Jacobson et al. (2017).

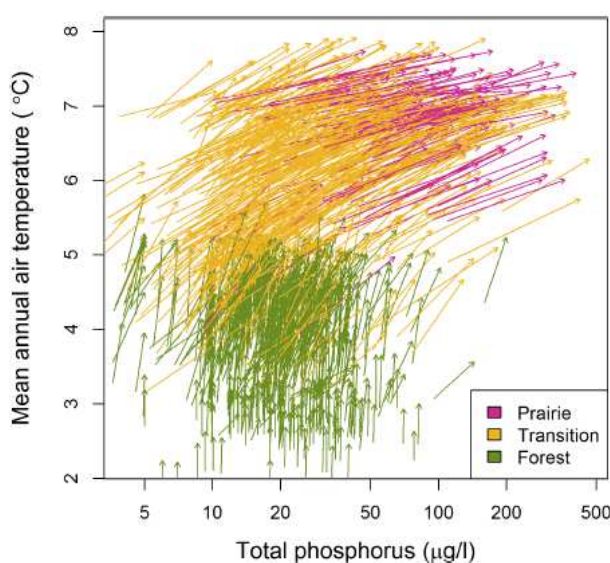


Figure 4.77. Evolution des niches en fonction de la température et de la concentration en phosphore pour 1236 lacs du Minnesota entre 1896 et 2010. Source : Jacobson et al. (2017).

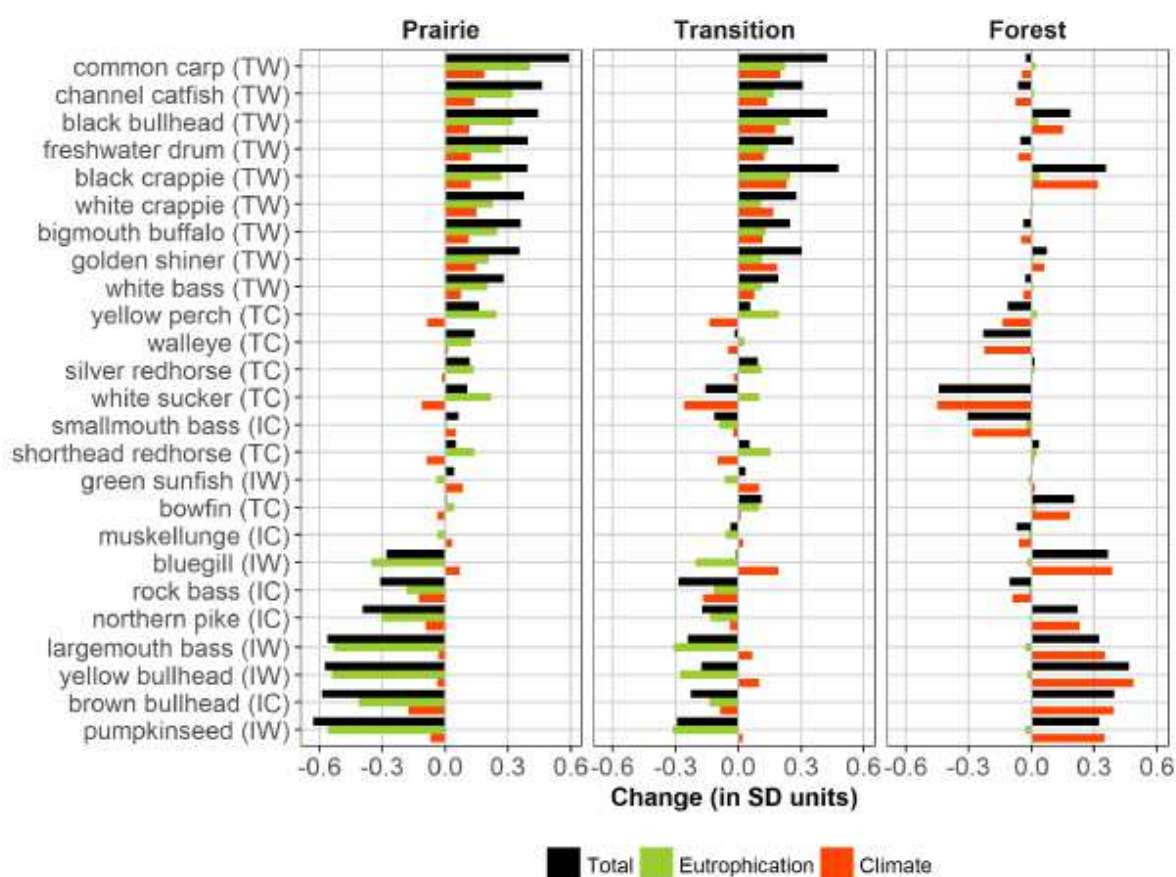


Figure 4.78. Changements de 1896 à 2010 par espèce de poisson et part relative des facteurs de stress. Avec TW = poissons d'eau chaude tolérants à l'eutrophisation ; TC = poissons d'eau tempérée tolérants à l'eutrophisation ; IW = poissons d'eau chaude intolérants à l'eutrophisation ; IC = poissons d'eau tempérée intolérants à l'eutrophisation. Source : Jacobson et al. (2017).

Toxicité des formes de N pour les poissons

Plusieurs effets de l'augmentation des formes de l'azote dans les milieux aquatiques sont synthétisés dans la revue de la littérature de Camargo et Alonso (2006) :

- (1) des effets entraînant l'acidification des milieux, par augmentation de la concentration d'ions H (par nitrification de l'ammonium), lorsque que la capacité tampon est insuffisante (capacité à neutraliser l'acide)²⁵ ; cette acidification est responsable d'impacts biotiques négatifs, particulièrement vis-à-vis des invertébrés et des poissons, dans de nombreux lacs et cours d'eau soumis à une pollution atmosphérique acide.
- (2) des effets stimulant le développement, le maintien ou la prolifération des producteurs primaires, participant au processus d'eutrophisation, allant parfois jusqu'à la production d'algues toxiques ;
- (3) des effets toxiques directs altérant la capacité des organismes aquatiques à survivre, croître et se reproduire ;

²⁵ L'est de l'Amérique du nord, l'Europe du nord et l'Europe centrale sont les régions les plus acidifiées du globe, avec des lacs et des cours d'eau aux pH compris entre 4,5 et 5,8

- (4) des effets toxiques indirects, la baisse d'oxygène dissous pouvant entraîner la formation de composés réduits, comme l'hydrogène sulfuré, qui affecte les organismes aquatiques ;
- (5) des effets sur la santé humaine, hors champ de cette expertise

Nous ne développons ci-après que les effets directs (point 3) des composés de l'azote (ammonium NH_4^+ , NH_3 , nitrite NO_2^- , HNO_2 , nitrate NO_3^-) auxquels les organismes peuvent être confrontés. La forme non ionisée est la plus toxique, tandis que les ions ammonium et nitrate sont les moins toxiques.

Toxicité de l'ammoniaque

Les différentes formes de l'azote sont en interaction et leur proportion relative dans le milieu est régie par le pH et la température : quand ils augmentent, la concentration en NH_3 augmente également alors que celle de NH_4^+ diminue.

L'ammoniaque non ionisée (NH_3) est très toxique pour les organismes, particulièrement les poissons (Russo, 1985; Adams and Bealing, 1994; Richardson, 1997a; Environment Canada, 2001; Constable et al., 2003, cités par Camargo et Alonso, 2006). Cette ammoniaque non ionisée peut aussi être toxique pour les bactéries *Nitrosomonas* et *Nitrobacter*, avec pour conséquence l'inhibition du processus de dénitrification (Anthonisen et al., 1976; Russo, 1985, cités par Camargo et Alonso, 2006).

L'action toxique de NH_3 , notamment sur les poissons peut s'opérer selon plusieurs voies (Tomasso et al., 1980; Alabaster and Lloyd, 1982; Russo, 1985; Adams and Bealing, 1994; Richardson, 1997a; Environment Canada, 2001; Augspurger et al., 2003, cités par Camargo et Alonso, 2006) :

- dommages à l'épithélium des branchies, avec altération de l'oxygénation ;
- stimulation de la glycolyse et suppression du cycle de Krebs, s'accompagnant progressivement d'acidose et de réduction de la capacité de transport de l'oxygène du sang ;
- découplage de la phosphorylation oxydative, causant l'inhibition de la production d'ATP et la déplétion de l'ATP dans la région basale du cerveau ;
- rupture de vaisseaux sanguins et perturbation de l'osmorégulation, du foie et des reins ;
- affaiblissement du système immunitaire, accroissant la sensibilité aux maladies bactériennes et parasitaires.

L'ensemble de ces effets physiologiques peut entraîner une réduction de l'activité de prise de nourriture, de la fécondité, de la survie, et une décroissance de la taille des populations d'organismes aquatiques (Environment Canada, 2001; Constable et al., 2003; Alonso and Camargo, 2004; Alonso, 2005, cités par Camargo et Alonso, 2006).

Les effets toxiques de l'ammoniaque sont aggravés lorsque l' O_2 dissous se raréfie. Par ailleurs, des mélanges d'ammoniaque avec d'autres polluants, comme le cuivre, le cyanure, le phénol, le zinc ou le chlore, peuvent causer des effets toxiques additifs ou synergiques (Alabaster and Lloyd, 1982; Russo, 1985; Adams and Bealing, 1994; Environment Canada, 2001, cités par Camargo et Alonso, 2006).

Camargo et Alonso (2006) ont recensé la littérature sur la toxicité de l'ammoniaque (Tableau 4.24). On retiendra par exemple que les salmonidés y sont particulièrement sensibles, avec des toxicités aiguës (CL 50 96 heures) de 0,6 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ et des toxicités chroniques de 0,05 mg $\text{NH}_3\text{-N/L}$ (LOEC 30-60 jours, CL 50 72 jours).

Tableau 4.24. Toxicité à l'ammoniaque d'invertébrés et de poissons d'eau douce (LC Limit Concentration, LOEC²⁶. Source : Camargo et Alonso, 2006.

Ammonia toxicity to sensitive freshwater invertebrates and fishes		
Species	Toxicological parameters	References
<i>Villosa iris</i> (mollusc; juveniles)	0.11 (96 h LC ₅₀)	Mummert et al., 2003
<i>Lampsilis cardium</i> (mollusc; juveniles)	0.15 (96 h LC ₅₀)	Newton et al., 2003
<i>Lampsilis fasciola</i> (mollusc; juveniles)	0.26 (96 h LC ₅₀)	Mummert et al., 2003
<i>Polycelis felina</i> (planarian; adults)	0.39 (96 h LC ₅₀) 0.05 (30 d LOEC)	Alonso, 2005
<i>Sphaerium novaezelandiae</i> (mollusc; juveniles)	0.49 (96 h LC ₅₀) 0.05 (60 d LOEC)	Hickey and Vickers, 1994; Hickey and Martin, 1999
<i>Polycelis tenuis</i> (planarian; adults)	0.58 (96 h LC ₅₀)	Williams et al., 1986
<i>Eulimnogammarus toletanus</i> (amphipod; adults)	0.65 (96 h LC ₅₀) 0.09 (96 h LC _{0.01})	Alonso and Camargo, 2004
<i>Oncorhynchus gorbuscha</i> (salmonid; fry)	0.08 (96 h LC ₅₀)	Rice and Bailey, 1980
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (salmonid; alevins)	0.16–0.37 (96 h LC ₅₀) 0.05 (72 d LC ₅₀)	Calamari et al., 1977
<i>Salmo salar</i> (salmonid; fry)	0.23 (24 h LC ₅₀)	Herbert and Shurben, 1965
<i>Perca fluviatilis</i> (percoid; fry)	0.29 (96 h LC ₅₀)	Ball, 1967
<i>Rutilus rutilus</i> (cyprinid; fry)	0.35 (96 h LC ₅₀)	Ball, 1967

Values of toxicological parameters (LC₅₀, LC_{0.01}, LOEC), at different exposure times (hours or days), are expressed in mg NH₃-N/L.

Ainsi sur la base de ces données écotoxicologiques, les critères de qualité de l'eau suivant sont recommandés par différentes agences environnementales : 0,05–0,35 mg NH₃-N/L pour des expositions à court terme et 0,01–0,02 mg NH₃-N/L pour des expositions à long terme (US Environmental Protection Agency, 1986, 1999; Environment Canada, 2001, cités par Camargo et Alonso, 2006).

En France

Le SEQ-Eau V2 (Système d'Évaluation de la Qualité de l'Eau) MEED & Agence de l'Eau avril 2003, appliqué avant l'établissement des règles d'évaluation de l'Etat écologique en application de la Directive Cadre sur l'Eau proposait des classes (Tableau 4.25)

Tableau 4.25. Classes d'aptitude²⁷ du Seq Eau pour la biologie et la production d'eau potable.

Classes d'aptitude	bleu	vert	jaune	orange	rouge
seuils d'aptitude à la biologie	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Matières organiques et oxydables (mg/L N-NH ₄ ⁺)	0,39 ²⁸	1,17	3,11	6,22	
Matières azotées (mg/L N-NH ₄ ⁺)	0,08	0,39	1,56	3,89	
seuils d'aptitude à production d'eau potable	bon		moyen	médiocre	mauvais
Matières organiques et oxydables (mg/L N-NH ₄ ⁺)	0,39		1,17	3,11	

²⁶ Lowest-Observed-Effect Concentration (concentration minimale induisant des effets)

²⁷ Pour un ensemble de prélèvements annuels, l'aptitude de l'eau pour un usage est déterminée pour chaque altération, par le prélèvement le plus déclassant constaté dans au moins 10 % des cas.

²⁸ Les chiffres indiqués dans le tableau ont été convertis pour standardiser les unités selon les rapports molaires des éléments. Ces unités sont rencontrées communément dans la littérature internationale et dans la communauté des épurateurs, qui ont coutume d'additionner toutes les formes d'azote, organique et inorganique. Par contre, les communautés de chercheurs versés dans l'étude des milieux manipulent plutôt des concentrations brutes des différentes formes non transformées en N.

Les facteurs de conversion sont :

NH₄⁺ => N-NH₄⁺ : 0,777

NO₂⁻ => N-NO₂⁻ : 0,304

NO₃⁻ => N-NO₃⁻ : 0,225

N-NH₄⁺ => NH₄⁺ : 1,285

N-NO₂⁻ => NO₂⁻ : 3,286

N-NO₃⁻ => NO₃⁻ : 4,429

En Europe

Les règles d'évaluation de l'état écologique définies en application de la Directive Cadre sur l'Eau (Arrêté ministériel du 27 juillet 2015 en vigueur) reprennent les valeurs du SEQ Eau pour l'altération « Matières azotées », avec une exception « typologique » pour les Alpes Internes, le seuil bon/moyen est ramené à 0,78 mg/L N-NH₄⁺. L'évaluation est toujours effectuée à partir du percentile 90.

Dans le cadre des travaux d'inter-étalonnage de la DCE, un rapport d'évaluation des critères de référence retenus lors de la phase I de l'exercice (Pardo et al., 2011).

Ce rapport présente figure 4.79 les valeurs observées sur les sites de référence retenus par les différents pays membres.

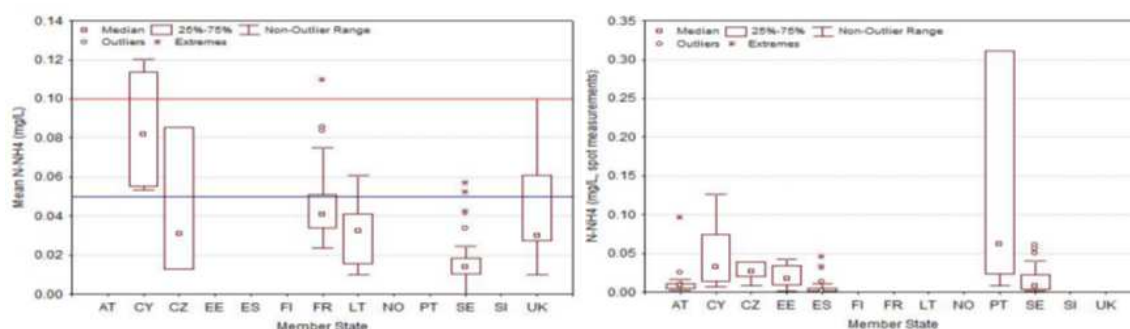


Figure 4.79. A gauche) Valeurs moyennes de NH₄⁺ dans les différents pays membres de l'Europe. Les lignes horizontales situent les seuils de référence du GIG N-NH₄, des types RC2, RC3 (0,05 mg/L) et des types RC1, RC4, RC5 et RC6 (0,1 mg/L). A droite) Valeurs ponctuelles de N-NH₄. Source : Pardo et al. (2011).

Toxicité des nitrites

L'ion nitrite (NO₂⁻) et l'acide nitreux (HNO₂) sont en équilibre chimique régi par le pH : plus celui-ci augmente plus la concentration en NO₂⁻ augmente, et celle de HNO₂ diminue. On trouve 4 à 5 fois moins de NO₂⁻ dans une plage de pH comprise entre 7,5 et 8,5.

Les deux formes de nitrite sont toxiques. L'action toxique principale sur les animaux aquatiques, et plus particulièrement sur les poissons et les écrevisses est due à la conversion de pigments porteurs d'oxygène en formes qui n'en sont plus capables, occasionnant ainsi des hypoxies et des mortalités.

Chez les poissons, l'entrée de nitrite dans les globules rouges s'accompagne d'une oxydation des atomes de fer (Fe²⁺ → Fe³⁺), l'hémoglobine se transformant en méthémoglobine incapable de délivrer de l'oxygène aux cellules (Russo, 1985; Lewis and Morris, 1986; Eddy and Williams, 1987; Jensen, 2003, cités par Camargo et Alonso, 2006).

Chez les écrevisses, l'entrée de nitrite dans le plasma sanguin s'accompagne d'une oxydation des atomes de cuivre (Cu¹⁺ → Cu²⁺), l'hémocyanine est transformée en méthémocyanine qui ne peut se lier aux molécules d'oxygène (Tahon et al., 1988; Chen and Chen, 1992; Jensen, 2003, cités par Camargo et Alonso, 2006).

Camargo et Alonso (2006) proposent une synthèse de la littérature des effets toxiques des nitrites sur les animaux aquatiques (Tableau 4.26).

Tableau 4.26. Toxicité aux nitrites des invertébrés et poissons d'eau douce. Source : Camargo et Alonso, 2006.

Nitrite toxicity to sensitive freshwater invertebrates and fishes		
Species	Toxicological parameters	References
<i>Cherax quadricarinatus</i> (decapod; adults)	1.03 (96 h LC ₅₀)	Rouse et al., 1995
<i>Hexagenia</i> sp. (ephemeropteran; larvae)	1.40 (96 h LC ₅₀)	Kelso et al., 1999
<i>Eulimnogammarus toletanus</i> (amphipod; adults)	2.09 (96 h LC ₅₀) 0.18 (96 h LC _{0.01})	Alonso, 2005
<i>Ephemerella</i> sp. (ephemeropteran; larvae)	2.50 (96 h LC ₅₀)	Kelso et al., 1999
<i>Echinogammarus echinosetosus</i> (amphipod; adults)	2.59 (96 h LC ₅₀) 0.21 (96 h LC _{0.01})	Alonso, 2005
<i>Gammarus fasciatus</i> (amphipod; adults)	5.89 (96 h LC ₅₀)	Ewell et al., 1986
<i>Procambarus clarkii</i> (decapod; adults)	8.91 (96 h LC ₅₀)	Gutzmer and Tomasso, 1985
<i>Helisoma trivolvis</i> (mollusc; adults)	10.9 (96 h LC ₅₀)	Ewell et al., 1986
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (salmonid; fry)	0.1–0.4 (96 h LC ₅₀)	Russo et al., 1981
<i>Salmo clarki</i> (salmonid; fry)	0.5–0.6 (96 h LC ₅₀)	Thurston et al., 1978
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (salmonid; fry)	0.9 (96 h LC ₅₀)	Westin, 1974
<i>Pimephales promelas</i> (cyprinid; fry)	2.3–3.0 (96 h LC ₅₀)	Russo and Thurston, 1977

Values of toxicological parameters (LC₅₀, LC_{0.01}), at an exposure time of 96 h, are expressed in mg NO₂-N/L.

Les toxicités aiguës sont caractérisées à 3 mg NO₂-N/L (CL 50²⁹ 96 h), la valeur de sécurité à court terme se situant à 0,25 mg NO₂-N/L (CL 0,01, 96 h).

Sur ces bases d'écotoxicologie, les critères de qualité de l'eau sont : valeurs de nitrite comprises entre 0,08 et 0.35 mg NO₂-N/L, pour protéger les espèces animales sensibles, pendant de courtes périodes d'exposition.

En France

Le SEQ-Eau V2 proposait les classes du Tableau4.27.

Tableau 4.27. Classes d'aptitude du Seq Eau pour la biologie et la production d'eau potable.

classe d'aptitude	bleu	vert	jaune	orange	rouge
seuils d'aptitude à la biologie	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Matières organiques et oxydables (mg/L N-NO ₂)	0,009	0,09	0,15	0,3	

Les règles d'évaluation de l'état écologique définies en application de la Directive Cadre sur l'Eau (Arrêté ministériel du 27 juillet 2015 en vigueur) proposent les valeurs seuils suivantes :

limite de classes d'état	très bon /bon	bon /moyen	moyen /médiocre	médiocre /mauvais
Matières organiques et oxydables (mg/L N-NO ₂)	0,03	0,09	0,15	0,3

La règle du percentile 90 s'applique également.

Toxicité des nitrates

L'ion nitrate (NO₃⁻) ne produit pas une forme non ionisée dans l'eau, autrement dit HNO₃ est complètement dissocié en H⁺ et NO₃⁻. La toxicité des nitrates est donc entièrement due aux ions nitrate (Russo, 1985; Camargo et al., 2005a, cités par Camargo et Alonso, 2006). Comme pour les nitrites, l'action principale du nitrate sur les animaux aquatiques, particulièrement les poissons et les écrevisses, semble se produire par la conversion des pigments accepteurs d'oxygène (hémoglobine, hémocyanine) en des formes incapables de les transporter (méthémoglobine, et méthémocyanine) (Jensen, 1996; Scott and Crunkilton, 2000; Cheng et al., 2002, cités par Camargo et Alonso, 2006). De fait, pour devenir toxique le nitrate doit se transformer en nitrite dans le milieu interne de l'organisme

²⁹ CL 50 : Concentration Létale 50 %

(Cheng and Chen, 2002, cités par Camargo et Alonso, 2006). Cependant la perméabilité des branchies est moindre pour les nitrates que pour les nitrites, ce qui a fait considérer la plus faible toxicité des premiers (Jensen, 1996; Scott and Crunkilton, 2000; Cheng and Chen, 2002; Alonso and Camargo, 2003; Camargo et al., 2005a cités par Camargo et Alonso, 2006).

Cela explique pourquoi la toxicité des ions nitrate a longtemps été considérée comme sans importance (Russo, 1985; Camargo et al., 2005a, cités par Camargo et Alonso, 2006). Mais de nombreuses études de laboratoire ont pu depuis montrer qu'une concentration de 10 mg NO₃-N/L³⁰ pouvait avoir des effets sur des animaux aquatiques sensibles, exposés longtemps à cette concentration (Canadian Council of Ministers of the Environment, 2003; Camargo et al., 2005a, cités par Camargo et Alonso, 2006).

Le Tableau 4.28 recense les sensibilités des animaux aquatiques aux nitrates. Certains groupes taxonomiques d'invertébrés en particulier des trichoptères, des amphipodes et des salmonidés y sont plus sensibles, avec des valeurs de sécurité à court terme de 120 heures (CL 0,01) et des NOEC 30 jours inférieures à 5 mg NO₃-N/L (Camargo et Alonso, 2006).

Tableau 4.28. Toxicité des nitrates pour les invertébrés, les poissons et les amphibiens d'eau douce. Source : Camargo et Alonso, 2006.

Nitrate toxicity to sensitive freshwater invertebrates, fishes, and amphibians		
Species	Toxicological parameters	References
<i>Echinogammarus echinosetosus</i> (amphipod; adults)	62.5 (96 h LC ₅₀) 2.8 (120 h LC _{0.01})	Camargo et al., 2005a
<i>Eulimnogammarus toletanus</i> (amphipod; adults)	85.0 (96 h LC ₅₀) 4.4 (120 h LC _{0.01})	Camargo et al., 2005a
<i>Hydropsyche occidentalis</i> (caddisfly; larvae)	97.3 (96 h LC ₅₀) 4.5 (120 h LC _{0.01})	Camargo and Ward, 1992b; Camargo and Ward, 1995
<i>Cheumatopsyche pettiti</i> (caddisfly; larvae)	113.5 (96 h LC ₅₀) 6.7 (120 h LC _{0.01})	Camargo and Ward, 1992b; Camargo and Ward, 1995
<i>Hydropsyche exocellata</i> (caddisfly; larvae)	269.5 (96 h LC ₅₀) 11.9 (120 h LC _{0.01})	Camargo et al., 2005a
<i>Ceriodaphnia dubia</i> (cladoceran; neonates)	374 (48 h LC ₅₀) 7.1–56.5 (7 d NOEC)	Scott and Crunkilton, 2000
<i>Oncorhynchus mykiss</i> (salmonid; fry)	2.3 (30 d LOEC) 1.1 (30 d NOEC)	Kincheloe et al., 1979
<i>Oncorhynchus tshawytscha</i> (salmonid; fry)	4.5 (30 d LOEC) 2.3 (30 d NOEC)	Kincheloe et al., 1979
<i>Salmo clarki</i> (salmonid; fry)	7.6 (30 d LOEC) 4.5 (30 d NOEC)	Kincheloe et al., 1979
<i>Pseudacris triseriata</i> (anuran; tadpoles)	17.0 (96 h LC ₅₀) 10.0 (100 d LOEC)	Hecnar, 1995
<i>Rana pipiens</i> (anuran; tadpoles)	22.6 (96 h LC ₅₀) 10.0 (100 d LOEC)	Hecnar, 1995
<i>Rana temporaria</i> (anuran; larvae)	5.0 (56 d LOEC)	Johansson et al., 2001

Values of toxicological parameters (LC₅₀, LC_{0.01}, LOEC, NOEC), at different exposure times (hours or days), are expressed in mg NO₃-N/L.

Par ailleurs, la sensibilité aux nitrates de certains amphibiens est du même ordre de grandeur que celle des poissons et des invertébrés (Tableau 4.28). Les données de terrain mentionnent que l'emploi de fertilisants agricoles qui se présentent sous des formules comme l'ammonitrate (NH₄NO₃), le nitrate de potassium (KNO₃) et le nitrate de sodium (NaNO₃), pourraient contribuer au déclin des populations d'amphibiens en milieu agricole, avec l'altération de fonctions de nage, la diminution de la taille corporelle, la réduction de la fécondité et de la survie (Hecnar, 1995; Birge et al., 2000, cités par Camargo et Alonso, 2006).

Sur la base des données écotoxicologiques, le Canadian Council of Ministers of the Environment (2003) a recommandé les valeurs de 2,9 et 3,6 mg NO₃-N/L, comme critères de qualité de l'eau, pour protéger respectivement la vie en eau douce et en eau marine. Camargo et al. (2005a) proposent une concentration maximum de 2 mg NO₃-N/L pour la protection des espèces sensibles.

En France

Le SEQ-Eau V2 proposait les classes du Tableau 4.29.

³⁰ Norme fédérale pour l'eau de boisson aux USA

Tableau 4.29. Classes d'aptitude du Seq Eau pour la biologie et la production d'eau potable.

classe d'aptitude	bleu	vert	jaune	orange	rouge
seuils d'aptitude à la biologie	très bon	bon	moyen	médiocre	mauvais
Nitrates (mg/L N-NO ₃)		0,4			

seuils d'aptitude à production d'eau potable	bon	moyen	médiocre	mauvais
Matières organiques et oxydables (mg/L N-NO ₃)	10,3			

Les règles d'évaluation de l'état écologique définies en application de la Directive Cadre sur l'Eau (Arrêté ministériel du 27 juillet 2015 en vigueur) proposent les valeurs seuils suivantes :

limite de classes d'état	très bon /bon	bon /moyen	moyen /médiocre	médiocre /mauvais
Matières organiques et oxydables (mg/L N-NO ₃)	0,21	10,3		

La règle du percentile 90 s'applique également.

En Europe

Dans le cadre des travaux d'inter-étalonnage de la DCE, le rapport d'évaluation de Pardo et al. (2011) présente les valeurs observées sur les sites de référence retenus par les différents pays membres (fig. 4.80).

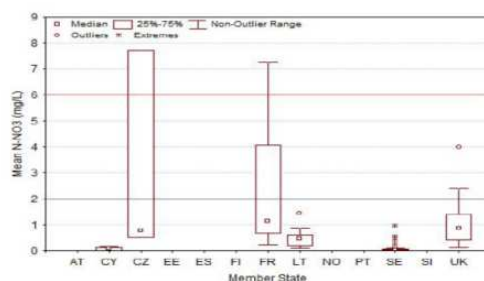


Figure 4.80. Valeurs moyennes annuelles de NO₃-N dans les pays membres pour le CB (Central Baltic) GIG. Lignes horizontales, valeurs de référence pour les types RC3 (2 mg/L), RC1, RC2, RC4, RC5 et RC6 (6 mg/L). Source : Pardo et al. 2011.

Pathogènes et eutrophisation

Ce point est peu développé ici, mais il était important de le mentionner au titre des facteurs secondaires susceptibles d'affaiblir certaines populations de poissons lorsqu'elles ont à faire face à des périodes d'hypoxie liées à l'eutrophisation.

Une référence ancienne de Fry (1969) montre que *Pseudomonas*, *Aeromonas* et les myxobactéries, qui sont des pathogènes des poissons, viennent s'ajouter aux effets de stress physiologiques négatifs liés à la désoxygénation. Collins (1970) a conduit des études sur l'eutrophisation et la distribution de bactéries aquatiques dans deux lacs anglais, et analysé les effets sur les poissons et leurs organes (truite arc-en-ciel et « minnows », Tableaux 4.30 et 4.31)

Tableau 4.30. Genres dominants de bactéries incluant des espèces pathogènes pour les poissons isolées à partir de poissons sains. Source : Collins, 1970.

Sampling site	Rainbow trout	Minnows
	In order of predominance	
Skin slime	<i>Pseudomonas</i> <i>Aeromonas</i> <i>Myxobacteria</i>	<i>Pseudomonas</i> <i>Aeromonas</i>
Gills	<i>Myxobacteria</i> <i>Pseudomonas</i>	<i>Pseudomonas</i> <i>Aeromonas</i>
Liver	<i>Coryneforms</i> <i>Flavobacteria</i>	Questionables (?)
Kidney	Sterile	Sterile
Heart	Sterile	Sterile
Peritoneal cavity	<i>Pseudomonas</i> , etc.	Sterile (?)

Dans un lac oligotrophe, le nombre de bactéries observées était plus faible et leur distribution plus uniforme que dans un lac eutrophe. Collins (1970) attribue ce contraste aux différences de bassins versants et au lessivage dans le dernier cas de terres agricoles, entraînant nutriments et bactéries. Dans les lacs eutrophes recevant des nutriments et des effluents de l'agriculture, les bactéries à pigments jaune (*Myxobacteria* and *flavobacteria*) étaient plus nombreuses, ainsi que la prévalence des maladies à *columnaris*, bactérie pathogène (Snieszko, 1974).

Tableau 4.31. Genres dominants de bactéries incluant des espèces pathogènes pour les poissons isolées à partir de poissons malades. Source : Collins, 1970.

Sampling site	Rainbow trout	Minnows
	In order of predominance	
Skin slime	<i>Myxobacteria (Columnaris)</i> <i>Pseudomonas</i>	<i>Pseudomonas</i> <i>Aeromonas</i>
Gills	<i>Myxobacteria (Columnaris)</i> <i>Aeromonas liquefaciens</i> <i>Pseudomonas</i>	<i>Aeromonas</i> <i>Pseudomonas</i>
Liver	<i>Corynebacterium</i> <i>Columnaris</i>	<i>Corynebacterium</i>
Kidney	<i>Corynebacterium</i>	Sterile (?)
Heart	Sterile	Sterile
Peritoneal cavity	<i>Pseudomonas</i> <i>Aeromonas</i>	Sterile (?)

Bien que l'étude porte sur les amphibiens, Johnson et al. (2007) montrent que la cascade de processus liés à l'eutrophisation, en particulier l'augmentation de production algale favorise le cycle de vie d'un trématode parasite *Ribeiroia ondatrae* qui infecte successivement les oiseaux, les mollusques consommateurs d'algues et les larves d'amphibiens, occasionnant des déformations et des mortalités. L'intensité de l'infection est favorisée à la fois par l'augmentation de mollusques infectés et par l'augmentation du taux de production de parasites par mollusque.

D'une façon générale, ces auteurs plaident pour que des études épidémiologiques soient plus fréquemment conduites, pour mieux comprendre les mortalités survenant dans certaines populations d'organismes aquatiques.

Conclusion concernant les poissons

Comme tout groupe biologique, les poissons portent une information sur l'état de santé des hydrosystèmes. Dans le cas d'altérations des milieux par eutrophisation, la cascade entre la cause et la réponse écologique est moins directe pour les poissons que pour les végétaux et les algues. L'interprétation des données nécessite une lecture experte des facteurs de forçage et de contexte ; elle est facilitée quand la donnée appartient à une série temporelle bien documentée sur les poissons et les autres paramètres d'intérêt. Les exemples concernant les lacs sont démonstratifs à cet égard. Lorsque l'information est standardisée par des indices multimétriques préconisés par les législations en vigueur (IBI Lacs en Europe / DCE ou aux Etats-Unis / CWA), on doit garder à l'esprit qu'elle fait partie d'un tout au même titre que les informations hydrologiques, physiques, chimiques et thermiques et les indices des autres groupes, pour aider à donner une appréciation sur l'état de santé global des milieux (Karr and Chu 1999 ; Davies and Jackson 2006 ; Weigel et Robertson, 2007).

Les calages d'indices ont parfois été réalisés à partir de variables physico chimiques mal décrites, soit par une mesure pas assez précise (ex. des limites de quantification du P au-dessus des seuils de bascule de la biologie), soit par une estimation au moyen de proxys, ou encore par des gammes de variations des paramètres chimiques dans lesquelles la réponse biologique n'est pas contrastée. Un faible nombre d'espèces ou des espèces ubiquistes qui composent certaines communautés de poissons (ex. des retenues) constituent des propriétés qui rendent difficile une discrimination pertinente des situations. Enfin, il est bon d'être attentif aux démarches par trop circulaires (fixation a priori d'une réponse dans la construction d'un indice, par ex. décider que le seuil d'eutrophisation est de 10 mg/L de NO₃, et rechercher ultérieurement un seuil d'eutrophisation avec ce même indice).

Ces précautions maîtrisées lors des interprétations, les poissons peuvent tout à fait constituer un des éléments de qualité intéressant dans les dispositifs de surveillance modernes. Le paradigme de ces systèmes consiste à ne plus traquer un seul élément ou à chercher à se situer par rapport à un seul, mais à se confronter à des situations à plusieurs facteurs de stress, ce qui est fréquemment le cas avec des pollutions diffuses (sédiments fins, nutriments ET toxiques). A cela, il faut ajouter la dimension de pollution distante depuis les têtes de bassin, où l'effet n'est pas toujours mesurable jusqu'aux milieux récepteurs, lacs, retenues, estuaires et milieux marins côtiers où les effets biologiques peuvent alors se révéler (EEA, 2012 a et b).

4.1.5. La gestion par seuils ou quantités annuelles à respecter

Divers auteurs ont analysé des données biologiques de réseaux de surveillance pour dégager des points de basculement (« tipping point ») en fonction des concentrations de nutriments. Cette littérature est difficile à analyser sans tenir compte des contextes géographiques et des contrastes dans les jeux de données³¹ non toujours décrits ou détaillés par les auteurs. En effet, les points de basculement vont d'abord dépendre (1) des situations hydro géologiques (il serait utile de distinguer des milieux calcaires et non calcaires, les types et les volumes d'aquifères et leur contribution temporelle...), (2) de la nature des sols des bassins versants, (3) de l'héritage du passé avec des nutriments stockés dans les sols, les nappes et les cours d'eau, (4) de la géomorphologie des cours d'eau et enfin (5) 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 (continuums terre-mer, terre-zones humides, lacs, réservoirs, lagunes ; aquifères-milieux superficiels), il soit nécessaire de maîtriser ces différentes composantes spatiales, les flux qui les irriguent et les

³¹ 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 par autant que ces situations ne sont pas dégradées et que les valeurs de nutriments ne constituent pas un risque pour des zones plus aval

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 (i) pédagogique, en explicitant les hypothèses et en illustrant spatialement les résultats (cartographies surfaciques ou linéaires, animations), (ii) 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 (ex. du bassin du Mississippi dont dépend la zone anoxique du golfe du Mexique, ex. des Grands Lacs Américains, ex. de la Chesapeake Bay, ex. de la convention OSPAR) ou en concentrations différenciées (ex. des modélisations de la Seine ou des bassins d'alimentation des baies bretonnes).






Mais le point de vue bio physique n'est pas le seul à prendre en considération dans l'édiction de normes qui ne sont pas indépendantes des contextes socio politiques, 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'eau³² 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, sans qu'un lien avec des nuisances soit toujours clairement explicité. 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 § références). Le tissu technique français « inter agences 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.

Compte-tenu de ces considérations, et pour éviter le piège de la valeur « unique » qui cristallise souvent les situations, pratique que regrette d'une certaine façon l'European Environmental Agency (EEA, 2012), l'Esco n'a pas exploré la littérature de façon systématique.

Il était par contre intéressant de rendre compte d'une synthèse récente des valeurs repérées dans la littérature. Ainsi Liu et al. (2017) font une distinction nette entre les seuils de bascule de la biodiversité, ce qui correspondrait plutôt à un critère relevant d'une logique de conservation, et les seuils de potabilité, relevant d'une logique de santé humaine. Ces seuils sont présentés de façon synthétique (fig. 4.81) et comparés au Seq Eau 2003 pour les nitrates. Les références détaillées des valeurs standards en vigueur dans différents pays sont présentées Tableau 4.32.

³² Cette question n'entre pas dans le champ de cette Esco, mais une actualisation de la littérature dans le domaine de la santé serait utile, car la norme est désormais ancienne

	Normes de potabilité (mg NO ₃ /L)	Normes de qualité de l'eau pour les écosystèmes (mg/L)	
Canada	44,3	13,3 (NO ₃)	
Chine	44,3	4,4(NO ₃)	
UE	50	25(NO ₃)	
Allemagne	50	11(NO ₃), 3 (TN)	
Suisse	25	25(NO ₃), 7 (TN)	
Pays-Bas	50	0,12-18 (TN)	
États-Unis	44,3	0,1-1,27 (TN, lacs), 0,12-2,17 (TN, riv.)	
France	50	1,7 (NO ₃) 10 (NO ₃) 25 (NO ₃) 50 (NO ₃)	<div>      </div>

Modifié
d'après Liu
et al., 2017

Seq eau,
Aptitude à la
biologie, 1999

Figure 4.81. Comparaison des normes de potabilité et des normes de qualité pour différents pays pour les nitrates (d'après Liu et al., 2007). Comparaison avec les classes du Seq Eau France, 1999.

Tableau 4.32. Comparaison internationale de standards de qualité d'eau pour l'azote (N) et le phosphore (P). Source : Liu et al., 2017.

National water standards for nitrogen (N) and phosphorus (P).			
	N (mg N L ⁻¹)		TP (mg P L ⁻¹)
	Drinking water	Surface water	
Canada	10 (NO ₃ -N) ^{R1}	3 (NO ₃ -N) ^{R2}	0.02 ^{R3}
China	10 (NO ₃ -N) ^{R4}	1 (TN, lakes) ^{R5}	0.05 (lakes) ^{R5} 0.2 (rivers) ^{R5}
EU	11.3 (NO ₃ -N) ^{R6}	5.6 (NO ₃ -N) ^{R7}	0.07–0.15 ^{R8}
Germany	11.3 (NO ₃ -N) ^{R9}	3 (TN) ^{R10}	0.15 ^{R11}
Switzerland	5.6 (NO ₃ -N) ^{R12}	2.5 (NO ₃ -N) ^{R10} 7 (TN) ^{R13}	0.07 ^{R13}
The Netherlands	11.3 (NO ₃ -N) ^{R14}	5.6 (NO ₃ -N) ^{R13}	0.01–2.5 ^{R15}
USA	10 (NO ₃ -N) ^{R16}	0.12–18.05 (TN) ^{R15} 0.1–1.27 (TN, lakes) ^{R17} 0.12–2.18 (TN, rivers) ^{R17}	0.008–0.038 (lakes) ^{R17} 0.01–0.076 (rivers) ^{R17}

TN: total nitrogen; TP: total phosphorus. *: the ranges are quite high because they incorporate specific goals from more than 500 water bodies.
R1: http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-scmt/pubs/water-eau/sum_guide-res_recom/index-eng.php.
R2: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/197?redir=1465564929>.
R3: <http://ceqg-rcqe.ccme.ca/download/en/205?redir=1465564939>.
R4: <http://www.moh.gov.cn/zwgkzt/pgw/201212/33644.shtml>.
R5: http://kjs.mep.gov.cn/hjbhbz/bzwb/shjbb/shjzlbz/200206/t20020601_66497.shtml.
R6: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:1998:330:0032:0054:EN:PDF>.
R7: <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/PDF/?uri=CELEX:31991L0676&from=en>.
R8: <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2006:264:0020:0031:EN:PDF>.
R9: http://www.gesetze-im-internet.de/bundesrecht/trinkwv_2001/gesamt.pdf.
R10: <http://www.vsr-gewaesserschutz.de/33.html>.
R11: <http://www.vsr-gewaesserschutz.de/20.html>.
R12: <https://www.admin.ch/opc/en/classified-compilation/19983281/index.html#app4>.
R13: http://www.modul-stufen-konzept.ch/download/ChemieD_Juni2010.pdf.
R14: <http://www.wetten.overheid.nl/BWBR0027061/2016-01-01/0/#BijlageIII>.
R15: <http://www.helpdeskwater.nl/onderwerpen/wetgeving-beleid/kaderrichtlijn-water/2016-2021/>.
R16: <https://www.epa.gov/wqc/national-recommended-water-quality-criteria-human-health-criteria-table>.
R17: <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/ecoregional-criteria>.

Le graphe de synthèse (fig 4.82) de Stevenson et Sabater (2010) est proposé en conclusion de ce chapitre : en cohérence avec ce qui a été exposé, différents curseurs peuvent être choisis qui dépendent des contextes bio-géochimiques et sociétaux, soit vers plus de protection (curseur A), soit vers des compromis entre production et préservation (curseur B). Ces curseurs sont différents en fonction des consensus sociétaux et ils peuvent évoluer en fonction des contextes et des trajectoires des socio-systèmes. Plus les politiques publiques seront éclairées par les résultats de modèles capables de prédire l'intensité et l'étendue des phénomènes d'eutrophisation en fonction des flux et des concentrations des nutriments, meilleures seront les chances de déployer des plans de remédiation efficaces.

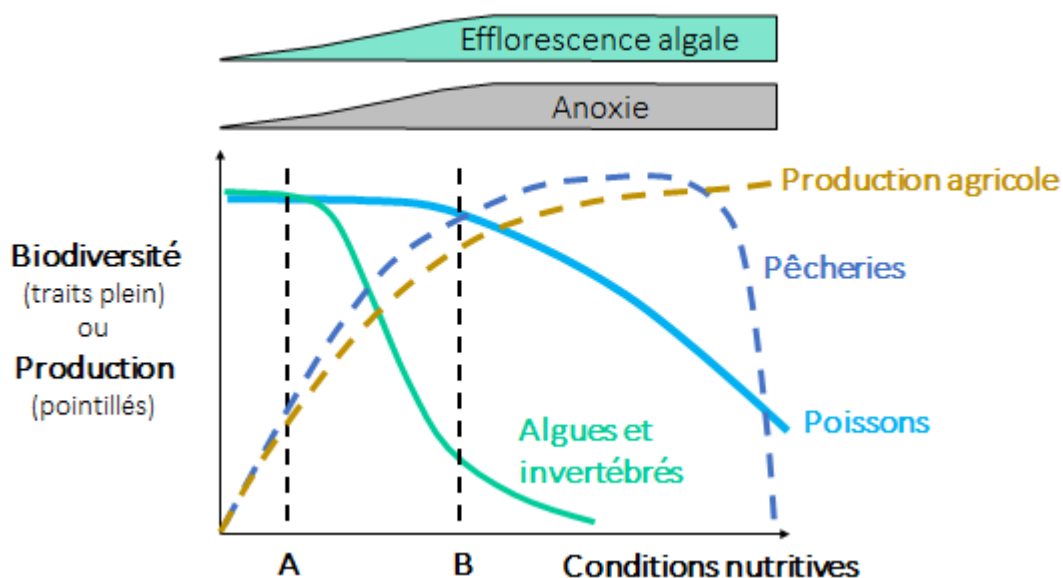


Figure 4.82. Différentes trajectoires de composantes des hydrosystèmes en fonction des conditions nutritives, distinguant les services de production de ressources (agriculture, pêche) des services de soutien écosystémique (biodiversité). D'après Stevenson et Sabater (2010).

4.1.6. Conclusion et pistes d'amélioration

Florentina Moatar

Université François-Rabelais de Tours

4.1.6.1. La surveillance DCE ne cible pas spécifiquement l'eutrophisation

Concernant les dispositifs de suivi, une réflexion devrait s'engager pour dégager les paramètres pertinents compte tenu de l'évolution possible des phénomènes d'eutrophisation dans un contexte de changement climatique. Ainsi, comme la surveillance DCE ne prend pas en compte spécifiquement les problèmes d'eutrophisation, il est nécessaire de mieux préciser les variables et indicateurs. Par exemple, les variabilités journalières de l'O₂ et du pH sont rarement prises en compte dans les protocoles de suivi. Ces deux grandeurs sont dans la plupart des cas mesurées de façon ponctuelle pendant le jour, c'est-à-dire quand la concentration de l'oxygène est la plus élevée. De plus l'heure de la mesure n'est que rarement consignée dans les banques de données, ce qui empêche à posteriori d'avoir recours à des modélisations afin de retrouver un cycle journalier en fonction d'autres paramètres. Ces valeurs ne sont donc pas représentatives des conditions d'oxygénation réelle des cours d'eau. La comparaison des données obtenues pour plusieurs stations ou rivières est donc très hasardeuse. De plus, la comparaison des plus faibles mesures obtenues sur une période de 24h pour l'oxygène dissous montre que ces valeurs se situent toujours en dessous des mesures ponctuelles réalisées dans le cadre des réseaux de surveillance. Les conditions d'oxygénation sont ainsi surestimées, suggérant ainsi une bonne oxygénation alors que des concentrations très faibles peuvent survenir la nuit. Dans les plans d'eau, plusieurs travaux mentionnent que l'oxygène dissous devrait être mesuré à plusieurs endroits pour avoir une estimation des conditions moyennes d'oxygénation pour une période

de temps donné grâce aux mesures haute-fréquence qui sont maintenant plus accessibles (Staeher et al., 2010a). En effet, les sondes d'O₂ et pH sont aujourd'hui plus robustes qu'au début des années 1990, l'entretien et la calibration étant plus opérationnels. Les mesures en continu d'O₂ et de pH permettent ainsi d'obtenir des informations importantes sur la succession des développements phytoplanctoniques. La température de l'eau, en augmentation du fait du réchauffement climatique et d'une possible diminution des débits dans le futur, est une variable à surveiller. En effet, la magnitude, la durée, la précocité ou le retardement de certains seuils thermiques sont des éléments indispensables pour la compréhension des successions phytoplanctoniques, voir de l'apparition des espèces toxiques.

4.1.6.1. Renforcer le suivi long terme des indicateurs de risque eutrophisation (nutriments) en lien avec l'évolution des pressions, sur des sites pilotes

Un enjeu futur sera de renforcer le monitoring sur des sites pilotes, en complément de la surveillance DCE, qui, pour certains milieux, est inadaptée pour suivre l'évolution sur le long-terme des indicateurs de risque eutrophisation (nutriments) en lien avec l'évolution des pressions.

L'azote, le phosphore, le carbone et la silice, déterminants majeurs dans l'étude de l'eutrophisation des milieux continentaux, sont parmi les éléments les plus difficiles à surveiller correctement ; (formes diverses, très réactifs dans le milieu, conservation des échantillons prélevés délicate, variabilité importante notamment pour les éléments totaux, associés aux matières en suspension). Beaucoup de stations de suivi (type DCE) ont des fréquences de suivis faibles, qui ne tiennent pas compte de la variabilité des éléments, de leur mode de transfert, de la réactivité hydrologique des bassins. Il est donc nécessaire de mettre en place de nouvelles stratégies de surveillance adaptées à ces variabilités et aux objectifs recherchés. S'il s'agit de mettre en évidence l'évolution des milieux suite aux mesures prises au niveau des bassins, la fréquence des suivis doit être adaptée aux indicateurs recherchés. Les problèmes d'eutrophisation risquent de concerner de plus en plus les plans d'eau (apports diffus importants, températures atmosphériques plus chauds.), il est donc important de renforcer le réseau de suivi. Pour mémoire, la France dispose d'un réseau de monitoring des plans d'eau seulement depuis 2004 ; les tributaires et les émissaires ne sont surveillés de façon spécifique, ni les masses d'eau souterraines en tant qu'apports aux plans d'eau. Des nouveaux capteurs commencent à être proposés. Il serait utile de s'emparer de ces nouvelles technologies pour améliorer la connaissance, optimiser les suivis.

4.1.6.2. 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 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... Les performances des capteurs sont cependant variables selon le paramètre considéré. Ainsi, les capteurs de température de l'eau, de la turbidité, de la conductivité électrique sont très fiables. Les capteurs mesurant l'oxygène dissous et le pH ont été beaucoup améliorés depuis une vingtaine d'années et sont à des coûts abordables. Les capteurs permettant de mesurer la chlorophylle et certains groupes d'algues sont de plus en plus utilisés. Les capteurs qui mesurent le nitrate et le carbone organique dissous sont maintenant fiables ; cependant leur coût est encore élevé. Les systèmes de mesure automatique du phosphore sont encore en phase de test avec des coûts relativement élevés. 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 et/ou des débits et pluies, permet de constituer des abaques relativement fiables entre turbidité et concentration en phosphore total.

Les **capteurs de fluorescence de la chlorophylle et d'oxygène dissous** 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 plus robustes qu'un comptage cellulaire, notamment pour analyser des évolutions à long-terme. Le capteur d'oxygène permet aussi de diagnostiquer les périodes de forte production algale (sursaturations 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 blooms. 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 (1 à 2 fois par mois).

Les capteurs de pH, de turbidité, de température et 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 5 ans.

4.1.6.3. Une analyse de données, régulière et intégrée et avec indicateurs pertinents

Le réseau de suivi « eaux de surface » en France est très développé avec un nombre important de stations répertoriées ; Pour mémoire, au niveau national 6661 stations RCS et RCO, dont 5938 pour les cours d'eau ; 416 plans d'eau ; 133 eaux de transitions ; 174 eaux cotières ; (source les synthèses onema, 2013). Cependant, pour les cours d'eau, moins de 10%, permettent une analyse de l'évolution longue terme de l'azote et du phosphore. L'analyse des données n'est pas régulière, centralisée, avec indicateurs multiples et complémentaires, affectés d'une incertitude. Les indicateurs de pressions et réponse sont souvent analysés de façon séparée (problème de bancarisation ?, manque de méthodes ?, cloisonnement des compétences ?), alors que pour déterminer les temps de réponse des bassins, de transfert, les conséquences il est nécessaire d'analyser l'évolution des indicateurs le long des continuum et compartiments : i) évolution des surplus et flux dans les bassins petits et intermédiaires, concentrations des eaux souterraines ; ii) analyse conjointe des indicateurs nutriments, delta O₂, pH, biologiques, géomorphologiques ; iii) Tributaires, émissaires et plans d'eau ; iv) Entrée estuaire, estuaire, zone littorale. 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 réseau hydrographique – plans d'eau- estuaires - mer est un enjeu à la fois théorique et appliqué.

4.1.6.4. Une utilisation conjointe des mesures réglementaires et connaissance avec des modèles pour interpolation spatiale, temporelle

Très peu de d'outils de modélisation ont une portée nationale qui s'appuient sur les données acquises dans les réseaux de surveillance ; Des travaux existent mais de façon ponctuelle sans une réactualisation à des périodes pluriannuelles et en dehors des demandes DCE. Pour une analyse spatio-temporelle des indicateurs de risque eutrophisation et de pression, les modèles hybrides (conceptuels et empiriques) qui permettent d'extrapoler et régionaliser les données acquises dans les réseaux pourraient être privilégiés. De plus, une communication de ces résultats pourrait se faire à travers de colloques de restitution régulière (par exemple tous les 5 ans), qui permettrait de connaître les tendances évolutives, émettre des hypothèses sur les causes, lancer des études complémentaires.

4.2. Milieux Marins

Behzad Mostajir

CNRS

Nicolas Hoepffner

Joint Research Center, Italy

Alain Lefebvre

Ifremer

Laurence Miossec

Ifremer

4.2.1. Démarche générale et corpus bibliographique analysé

Les questions suivantes ont été adressées à l'ensemble du groupe 3 :

- Quel est l'état de cartographie de l'eutrophisation des milieux (continentaux, littoraux et marins) en France, en Europe et dans le monde ?
- Quels sont les indicateurs de l'état d'eutrophisation des milieux les plus pertinents (niveaux et tendances pour ces indicateurs) ?
- Les critères à prendre en compte pour réaliser une cartographie de l'eutrophisation ?
- Quelle est l'échelle pertinente pour qualifier l'état d'eutrophisation selon les types d'eau ?
- Quels réseaux de mesure mobiliser/développer pour évaluer l'état d'eutrophisation des milieux en France ?

Afin de répondre à ces questions, la contribution est divisée en trois parties :

- Exemples des phénomènes d'eutrophisation en France et dans le monde ;
- Programme de surveillance et Indicateurs d'eutrophisation ;
- Synthèse et Perspectives

A noter que les eaux littorales ont fait l'objet de travaux scientifiques en lien avec l'eutrophisation un peu plus tardivement que pour les eaux douces, à partir des années 1990. Cette partie est donc moins axée sur les trajectoires de l'eutrophisation.

Les milieux marins et continentaux ont été traités séparément parce qu'ils relèvent de logiques et de programmes de surveillances différents.

A la différence des autres chapitres, une quantité importante d'information très détaillée sur la thématique du présent chapitre existe dans les rapports, les compte rendus, etc., (dite la littérature grise). Ainsi, en plus des publications répertoriées dans le WoS, d'autres documents incontournables présents dans la littérature grise ont été utilisés, sur la base des documents fournis par le ministère en charge de l'écologie et des connaissances personnelles des experts. Les informations relatives aux Directives Européennes et Conventions Régionales sont extraites des sites internet officiels dédiés.

Les équations de recherche finales sont constituées de 6 équations combinées entre elles (

Tableau 4.33). Afin de prendre en compte l'ensemble des articles traitant des phénomènes d'eutrophisation, le mot clé « eutrophisation » (équation #1) a été couplé à des mots-clés se focalisant sur les apports en azote et en phosphore (équation #5). L'équation #4 a permis de rassembler les articles traitant des milieux marins et l'équation #2 d'écarter (NOT) ceux traitant de l'eau douce. Enfin, les équations #3 et #6 ont ciblé les mesures, le monitoring, les programmes de surveillances ainsi que les conséquences de l'eutrophisation sur les écosystèmes, respectivement. L'ensemble de ces mots clés ont été recherchés dans le titre, le résumé et les mots clés des articles (TS) du Web of Science (Wos). Les deux équations finales aboutissent à la sélection de 1707 et 253 articles respectivement, corpus bibliographique commun à l'ensemble du groupe de travail.

Tableau 4.33. Les équations établies pour la recherche des publications concernant les milieux marins répertoriées dans la base de Web of Science et le nombre de ces publications. Recherche effectuée le 16 novembre 2016.

Equation	Concept	Nombre de références	Mots-clé
#1	Eutrophisation	27 124	TS=(eutrophic*)
#2	Eaux douces	707 004	TS=(river* or stream* or lake or reservoir* or "dam")
#3	Surveillance, monitoring, mesures	1 069 963	TS=((monitoring or survey or strateg* or program*) AND (assessment or screening or sensor or buoy or error or continuous or *frequenc* or uncertain* or *indicator* or metric* or trend* or season* or daily or "diurnal variation*" or cycle))
#4	Milieux marins	823 237	TS=(bay OR bays OR beach* OR coast* OR estuar* OR gulf OR intertidal OR lagoon* OR littoral OR marine OR nearshore OR sea OR seawater OR "sea water")
#5	Azote et phosphore	350 707	TS=((nitrog* OR phosphor* or nitrat* or nutrient*) AND (concentration OR ratio or load* or flux*))
#6	Conséquences	4 060 868	TS=(biomass OR alga* OR chlorophyll or "chl-a" or bloom OR phyto* OR oxygen* OR O2 or pH or carbon or particl* or turbidity or "water temperature" OR "primary production" or diatom* or macrophyt* or *invertebrat* or fish)
Finale 1		1707	#1 AND #4 AND #5 AND (#3 OR #6) NOT #2
Finale 2		253	#1 AND #3 AND #4 AND #5 AND #6 NOT #2

Ensuite, selon les questions spécifiques à aborder au sein de chaque chapitre, les équations finales ont été combinées avec des mots clés spécifiques.

A titre d'exemple, pour contribuer à la partie sur les indicateurs, un des auteurs a combiné l'équation finale 2 avec TS=(indicator) et TS=(plankton*) pour cibler les articles traitant des indicateurs en milieu pélagique, obtenant ainsi 18 publications. De la même manière, pour contribuer à la partie sur les « perspectives », un croisement avec le mot clé *Sensors* (TS= *Sensors*) a été établi, résultant en 67 papiers.

Pour contribuer à la partie sur les indicateurs, un autre auteur a combiné l'équation finale 1 successivement avec TS=(OSPAR), TS=(MSFD), TS = (HELCOM), TS=(barcelona), TS=(monitoring), TS=(threshold*), TS= (assessment level*), TS= (reference condition*). Certaines références jugées incontournables ne sortant pas via ces critères, les filtres ciblant des auteurs particuliers (ex : AU=(BORJA), AU=(FERREIRA) ou des noms d'indicateurs connus (ex : OO=(AZTI)) ont été ajoutés. Une relecture des résumés de ces références a permis de constituer un corpus bibliographique final de 89 documents. Lors de cette phase, l'objectif était de sélectionner les documents relatifs aux paramètres physico-chimiques et biologiques « classiques » pour l'évaluation de la qualité de l'environnement marin et plus spécialement pour l'eutrophisation. Certaines études régionales, de séries à long terme ont été sélectionnées afin d'identifier éventuellement d'autres paramètres jugés

comme pertinents pour l'étude des écosystèmes. Les documents proposant des inventaires, des tests de méthodologie, des perspectives et des challenges ont également été sélectionnés. La lecture plus approfondie de ces documents a conduit à en écarter certains, trop éloignés du sujet, trop spécifiques thématiquement ou régionalement. Au contraire, d'autres références citées en bibliographie ont été reprises puisque posant des bases méthodologiques ou proposant des bilans.

Parmi le corpus final de 253 références bibliographiques, 202 de ces publications sont associées au mot « Nutrient », les principales causes de l'eutrophisation (Figure 4.83). Les mots suivants ont également été utilisés dans un nombre important de publications : Concentration (166 publications), Eutrophication (142 publications), Coastal (138 publications), Increase (123 publications), Nitrogen (123 publications), Dissolve (87 publications), Phytoplankton (85 publications), Ecosystem (81 publications), Sea (79 publications), Biomass (78 publications), Chlorophyll (77 publications), Level (77 publications), Bloom (75 publications) and Oxygen (72 publications). Comme on pouvait s'y attendre, les publications concernant le suivi de l'eutrophisation dans les milieux marins traitent donc majoritairement des causes d'eutrophisation (« nutrient », « increase », « concentration ») et de ses conséquences : blooms liés à l'augmentation de la biomasse du phytoplancton et de la concentration en chlorophylle, engendrant des effets indirects sur la concentration de l'oxygène dissous dans l'eau. Il est également à noter que le terme « azote » se présente de façon plus importante que « phosphate ». Enfin, les mots « écosystème » et « communauté » sortent de façon évidente, ce qui souligne que l'approche utilisée pour étudier et surveiller l'eutrophisation dans les milieux marins est plutôt une approche holistique qui considère simultanément plusieurs variables biotiques et abiotiques du milieu.

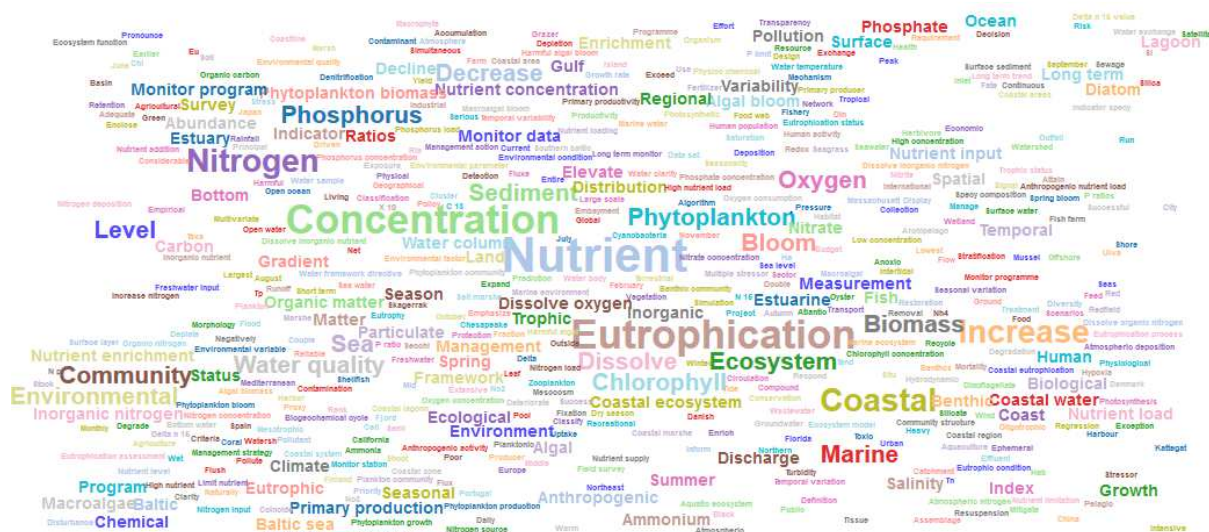


Figure 4.83. Le nuage des principaux mots issus du corpus de 253 références bibliographiques. Plus les mots ont une taille de police importante, plus ils sont présents au sein du corpus bibliographique.

La figure 4.84 illustre la cartographie de ces concepts en mettant en évidence le cas différent de l'océan (au milieu de la cartographie) par rapport aux milieux marins côtiers (Sea, Coast, Gulf à droite) et aux estuaires (Estuary, à gauche). Les lagunes représentent un cas distinct.

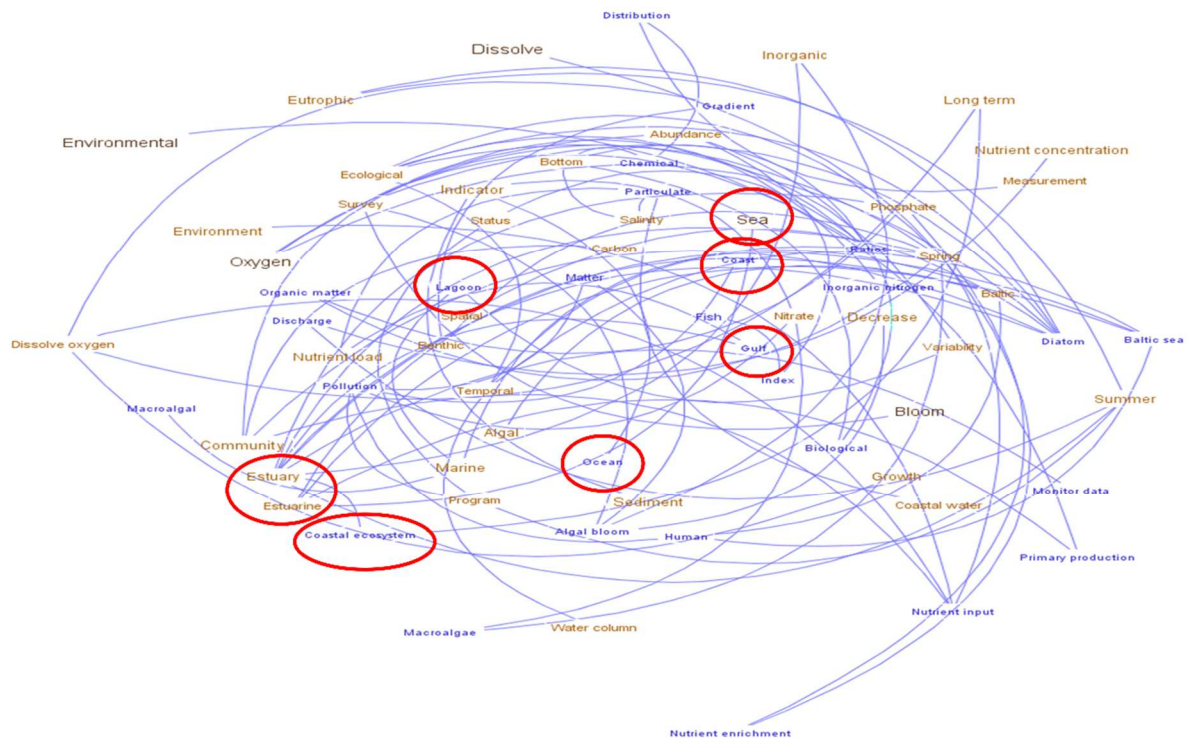


Figure 4.84. Cartographie des concepts issus du corpus de 253 références bibliographiques.

4.2.2. Exemple des phénomènes d'eutrophisation en France et dans le monde

4.2.2.1. Eutrophisation dans le monde et en Europe

D'après (Duarte et al., 2009) et les références citées dans cette publication, l'eutrophisation des milieux marins côtiers, due à une augmentation d'apport de nutriments, est une menace grandissante pour ces milieux dans le monde entier, aussi bien aux Etats-Unis, en Europe, en Asie et Océanie. Le World Resources Institute recense les cas d'eutrophisation dans les eaux côtières au niveau mondial. Un recensement réalisé en 2008 porte à 415 systèmes marins côtiers eutrophes et hypoxiques dans le monde, dont 169 systèmes classés comme hypoxiques, 233 en tant que zones préoccupantes et 13 systèmes en cours de réhabilitation (Figure 4.85) (Selman et al. 2008). Dans un article de synthèse paru dans Sciences, Diaz and Rosenberg (2008) estiment que le nombre et l'emprise des zones hypoxiques et anoxiques a augmenté de manière exponentielle depuis les années 1960 au niveau mondial, pour une emprise géographique de plus de 245 000 km². En Europe, 168 sites ont été identifiés comme eutrophes et hypoxiques, dont 59 ont été documentés comme hypoxiques, 106 comme des systèmes préoccupants et 3 sites en cours de réhabilitation (Figure 4.85).

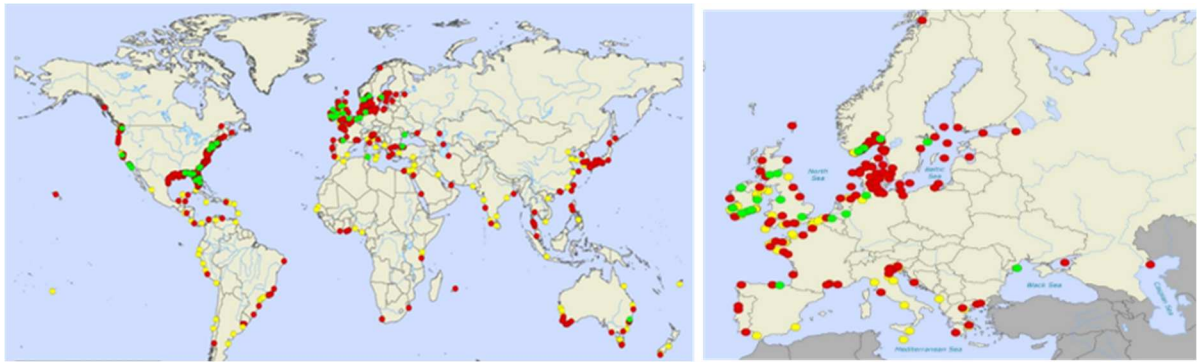


Figure 4.85. Cartographie des systèmes marins côtiers eutrophes (en jaune) et hypoxiques (en rouge) dans le monde entier (à gauche) et en Europe (à droite). En vert les systèmes en voie de réhabilitation. Source : Diaz & Selman 2010, World Resource Institute : <http://www.wri.org/resource/world-hypoxic-and-eutrophic-coastal-areas>, <http://www.wri.org/resources/maps/coastal-eutrophic-and-hypoxic-areas-europe>.

4.2.2.2. Eutrophisation en France

Le tableau 4.34 présente tous les cas d'eutrophisation incluant l'hypoxie répertoriés en France à partir des données recensées dans le World Resource Institute.

Tableau 4.34. Cas d'eutrophisation ou d'hypoxie répertoriés en France. Source : [World Ressource Institute : docs.wri.org/wri_eutrophic_hypoxic_dataset_2011-03.xls](https://docs.wri.org/wri_eutrophic_hypoxic_dataset_2011-03.xls).

System	Lat	Long	Decade	Hypoxia Current	Benthic	Fisheries	Comment	References	Status
Arguenon Bay	48,6	- 2,21667	2000				The Arguenon Bay lies on France's Brittany coast. The main anthropogenic sources of nutrients to the watershed include fertilizer, sewage effluent, and hog, cattle, and poultry manure. Eutrophication has resulted in algal blooms.	OSPAR, 2003	Eutrophic
Authie Bay	50,36667	1,58333	2000				The Authie Bay is an estuary located between Somme and the Pas-de-Calais in northern France in the eastern part of the English Channel. Its watershed is primarily agricultural, supporting the breeding of dairy cattle. Sediments at the bay's bottom have been found to be anoxic.	Billon et al. 2002; OSPAR, 2003	Eutrophic
Bay of Douarnenez	48,109884	- 4,334102	1980				The Bay of Douarnenez is located at the mouth of the Pouldavid Estuary. It is often affected by drifting green algal blooms and toxic blooms of phytoplankton. The French toxic phytoplankton network has observed the Bay to be the most commonly affected of all the sites they have monitored since 1983. The lack of current in the Bay contributes to the severity of symptoms observed in the Bay.	Merceron & Morand, 2004	Hypoxic
Frenaye Bay	48,637969	- 2,294611	1990				The Frenaye Bay is located off the coast of Brittany, France. Macroalgal blooms have occurred since the 1990s.	OSPAR, 2003	Eutrophic
Lannion Bay	48,731479	- 3,555318	1970				Green tides along the Brittany Coast of France have been seen since the 1970s in Lannion Bay and St. Brieuc Bay. Lannion loses hundreds of tons of sand per year due to trucks removing the algae. Piles of algae washed up on the beach of Lannion have reached one meter high. Causes of eutrophication and green tides on the Brittany coast are mainly agricultural runoff, atmospheric deposition, and fish farms.	Charlier et al. 2007	Hypoxic
Bay of Morlaix	48,654292	- 3,877254	1980				The Bay of Morlaix is located on the Brittany coast of France. Green tides are common along the Brittany Coast of France and have been here since the 1970s. Causes of eutrophication and green tides on the Brittany coast are mainly agricultural runoff, atmospheric deposition, and fish farms.	Charlier et al. 2007	Eutrophic
St. Brieuc Bay	48,63333	- 2,66667	1970				Green tides along the Brittany Coast of France have been seen since the 1970s in Lannion Bay and St. Brieuc Bay. Green algae so commonly washes up on shore throughout the summer such that beaches are often out commission for vacationers. Causes of eutrophication and green tides on the Brittany coast are mainly agricultural runoff, atmospheric deposition, and fish farms.	Charlier et al. 2007	Hypoxic
Bay of Vilaine	47,5	-2,45	1980	Seasonal	Mass Mortality	Mass mortality	The Bay of Vilaine in Brittany is vulnerable to eutrophic conditions and hypoxic events in the summer. A combination of freshwater flooding, a phytoplankton bloom, and excess nutrients led to an anoxic event in July 1982 that resulted in a massive kill of fish and benthic invertebrates.	LeBris & Glemarec, 1995; Menesguen et al. 2001; Guillaud et al. 2008	Hypoxic
Bassin d'Arcachon	44,7	-1,15	1990				Arcachon Bay (Bassin d'Arcachon) is a semi-enclosed embayment situated on the east coast of the Bay of Biscay (France) below the Gironde estuary. The flux of nitrogen into the Bassin d'Arcachon has increased by more than 50 percent since the 1970s. The Bay experiences annual phytoplankton blooms which are heavily influenced by the dynamics of adjacent oceanic waters. In the bay there are several fish 'reservoirs,' man-made enclosures designed for extensive aquaculture, where water renewal is only possible	Castel et al. 1996; OSPAR, 2003; Glé et al. 2008	Hypoxic

							during certain periods. As a result of the shallowness and the confined nature of these fish ponds, acute effects of eutrophication are observed in summer.		
Bay of Veys	49,382 955	- 1,1000 46	2000		shellfish mortality		The Bay of Veys is in the western part of the Bay of Seine within the English Channel. Its watershed is heavily agricultural, resulting in high nutrient loads and eutrophic events that cause shellfish mortality.	Dausse et al. 2005	Eutrophic
Boulogne Port	50,730 124	1,5739 92	2000				Boulogne, off the coast of Pas-de-Calais in the city of Boulogne-sur-Mer, is the most important fishing port in France. It is located at the mouth of the river Liane near the Dover Strait. It is facing depletion of fish stocks, with water pollution likely playing a role. The beach at Boulogne has been considered the most polluted in France.	OSPAR, 2003	Eutrophic
Bay of Brest	48,333 33	-4,5	1990				The Bay of Brest in Brittany is facing eutrophic conditions from high nutrient loading from freshwater rivers. The nitrate load has doubled since the 1970s as a result of agricultural runoff, urban sewage, and industrial inputs. Maerl beds, harvested and used as fertilizer, have been impacted by eutrophication; two maerl beds have been killed in the Bay of Brest, both of which were situated directly under sewage outflows.	Le Pape et al. 1996	Eutrophic
Calais Port	50,961 39	1,845	2000				Calais is located on the coast of Pas-de-Calais in northern France on the Strait of Dover. It is a very industrialized area receiving discharge from wastewater treatment plants.	OSPAR, 2003	Eutrophic
Canche Estuary	50,55	1,55	2000	Unknown			The Canche estuary is in Pas-de-Calais, France on the eastern end of the English Channel. Severe eutrophic conditions are related to intertidal foam accumulation derived from phytoplankton bloom organic matter.	OSPAR, 2003; Desroy & Denis, 2004; Schöl, 2007	Eutrophic
Dunkerque	51,05	2,3666 7	2000				Dunkerque (Dunkirk) lies on the coast of Pas-de-Calais. It is the third largest harbor in France, after those of Le Havre and Marseilles. It is also an industrial city, heavily dependent on the steel, food processing, oil refining, ship building, and chemical industries; it is home to over 200 factories that discharge to its surrounding waters. Hypoxia has been observed in the past decade.	OSPAR, 2003	Eutrophic
Étang de Berre (Berre Lagoon)	43,45	5,133	1970	Seasonal			The Étang de Berre is a lagoon adjacent to the Mediterranean to the west of Marseille. The lagoon receives substantial nutrient inputs from a nearby power plant which discharges to the lagoon, as well as from riverine sources (the Arc, Touloubre, and La Cadière-d'Azur rivers as well as the Canal de la Durance). Seasonal hypoxia has been observed here since the 1970s over an area of 132 square kilometers. Benthos have disappeared and eel grass beds have been negatively impacted as well.	Stora & Arnoux, 1983	Hypoxic
Loire Estuary	47,2	-1,9	1990	Seasonal	Mortality of migratory species		The Loire Estuary is located at Saint Nazaire in Pays de la Loire. The port of Saint Nazaire is at the mouth of the Loire, which is the longest river in France. Seasonal hypoxia has been observed here since the 1990s, resulting in the mortality of migratory species, particularly the thinlip mullet <i>Liza ramada</i> .	Thouvenin et al. 1994; Abril et al. 2003	Hypoxic
Lorient	47,683 33	- 3,3833 3	1990				Lorient is a seaport in Brittany. The Blavet and Scorff rivers enter the ocean here. A red algae has colonized in the entire intertidal zone of Lorient, and nutrient concentration sampling indicates eutrophication.	Simon et al. 2001	Eutrophic
Étang du Prévost (Prévost Lagoon)	43,527	3,914	1970	Periodic	Mass Mortality with annual recoloniz ation in 1990s	Reduced aquacult ure productio n	The Étang du Prévost (Prévost Lagoon) lies on France's Mediterranean coast. The lagoon suffers from extreme eutrophication as a result of agricultural and urban runoff. Bacterial blooms occurred here in 1976, and periodic hypoxia has been observed since the 1990s, resulting in decreased aquaculture production in the area and increased macroalgae (seaweed). Mass mortality has also occurred at the sea bottom (benthic zone), and the benthos require several years to recover from a hypoxic episode.	Caumette & Baleux 1980; Guyoneaud et al. 1998; Reijs et al. 1999	Hypoxic

Seine Estuary	49,437 379	0,2334 66	1990	Seasonal			The Seine Estuary, the largest estuary in the English Channel, receives freshwater from the Seine River, France's second longest river which flows through Paris. The vast majority of the watershed has been cultivated and developed. Seasonal hypoxia has been observed here since the 1990s. Oxygen deficiency is related to incomplete treatment of effluents from Paris. The situation is currently worsening as the dissolved oxygen levels are declining, but after nearly 100 years of no salmon migration up the Seine River, the France National Federation for Fishing has observed salmon returning to the Seine in 2009.	Garnier et al. 2001	Hypoxic
Baie de Somme (Somme Bay)	50,227 61	1,5553 51	1980	Episodic	Mass Mortality with multi-year recovery	Collapse of cockle fishery	The Somme Estuary, in the English Channel, receives freshwater from an agricultural drainage basin and maintains natural characteristics surrounding the Bay. Eutrophication first became apparent here in 1982. Hypoxia has affected up to three square kilometers of the Bay's bottom and has led to the collapse of the cockle fishery and mass mortality at the sea bottom (benthic zone). The benthic zone requires several years to recover from a hypoxic episode.	Desprez et al. 1992	Hypoxic
Thau Lagoon	43,403	3,609	1990	Seasonal	Mass Mortality	Mortality /Reduced shellfish production	Thau lagoon, on the French Mediterranean coast, faces anthropogenic pressures from rapid urban development in the watershed. Aquaculture (oyster and mussel farming) is one of the main economic activities in the area. During the last decade, the increasing organic loads from the surrounding watershed and urban settlements in the lagoon surroundings have caused eutrophication. Toxic algal blooms and seasonal hypoxia have been observed here since the 1990s, resulting in mass mortality at the sea bottom (benthic zone), some fish mortality, and reduced shellfish production.	Mazouni et al. 1996; Souchu et al. 1998; Chapelle et al. 2000	Hypoxic

Deux exemples d'eutrophisation en France sont présentés ci-dessous, un pour la façade Atlantique et un pour la façade Méditerranéenne. Le phénomène d'eutrophisation sur la façade Atlantique présente une forme différente de ce qui est observé sur la façade méditerranéenne où les concentrations de nutriments dans les eaux côtières sont plus faibles. De plus, la façade méditerranéenne est caractérisée par la présence de nombreuses lagunes séparées de la mer par un cordon littoral ; ce qui engendre un temps de résidence des eaux assez important dans les lagunes. Les différences entre la façade Atlantique et méditerranéenne sont également dues à la faible marée en Méditerranée et le climat méditerranéen assez chaud, des éléments qui jouent également sur l'occurrence et les caractéristiques d'eutrophisation dans les milieux marins français.

4.2.2.2.1. Eutrophisation en France sur la façade Atlantique

Un des symptômes les plus spectaculaire d'eutrophisation des milieux marins côtiers sur la façade Atlantique en France est lié à la prolifération des macroalgues au printemps et en été.

C'est le genre *Ulva*, qui inclut l'ancien genre *Enteromorpha* (Hayden et al., 2003), qui est l'algue responsable de la majorité des proliférations observées. 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, <http://www.ceva.fr/fre/MAREES-VERTES>), 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 : 1/ l'apport fluvial de nutriments azotés durant la période de croissance (mai-août), 2/ la biomasse algale présente en début de printemps (reliquat de la biomasse produite l'année précédente).

En Bretagne, il existe désormais une 60^{aine} de sites régulièrement touchés par des proliférations de macroalgues vertes sur les plages sableuses et 25-40 sites sur vasières (CEVA, 2016) (Figure 4.86). 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 et correspondant en été à une biomasse totale d'environ 100 000 tonnes d'algues vertes (Menesguen, 2014) (CEVA, 2016).

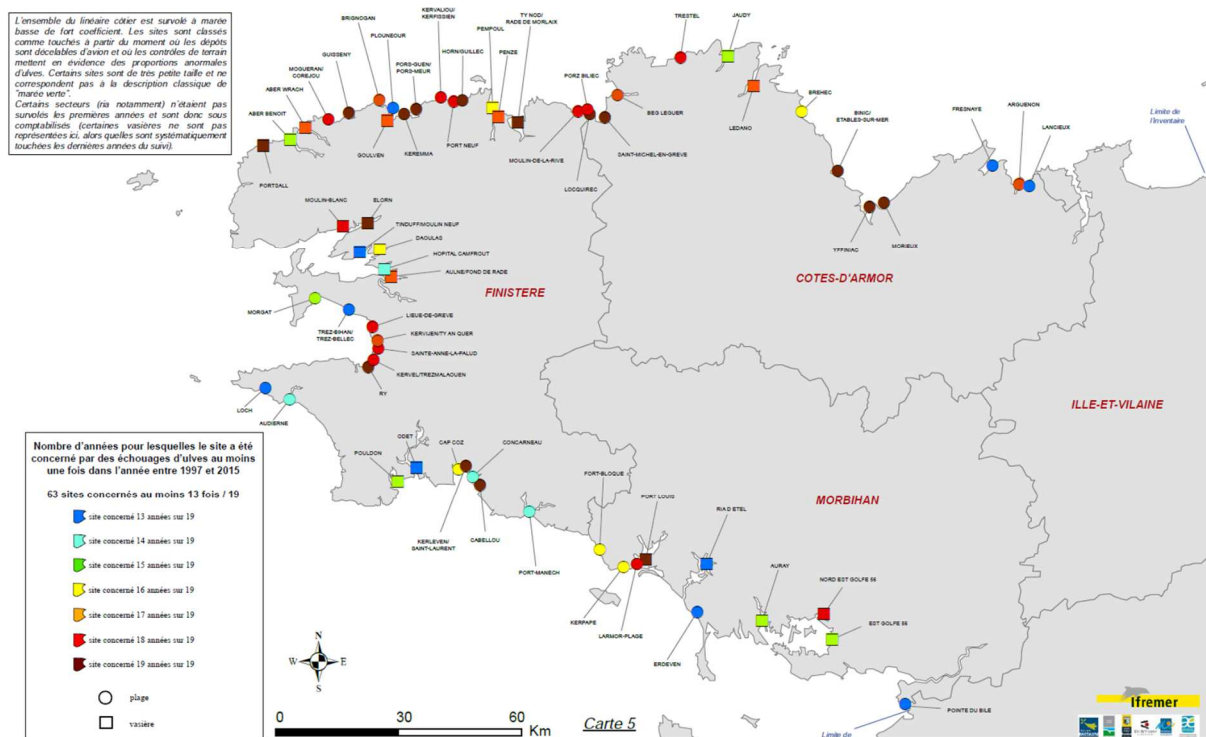


Figure 4.86. Sites les plus fréquemment touchés par les échouages d'ulves sur la période 1997-2015. Source : CEVA 2016.

Des proliférations d'autres macroalgues que des ulves ont été répertoriées par le CEVA depuis 2009 (périmètre compris entre Quiberon et l'Île de Ré) (CEVA, 2015) (Figure 4.87). L'algue rouge *Solieria chordalis*, l'algue brune *Pylaiella littoralis* et les algues vertes *Enteromorpha* (forme filamenteuse) et *Cladophora* forment des dépôts le long des plages de certains sites.

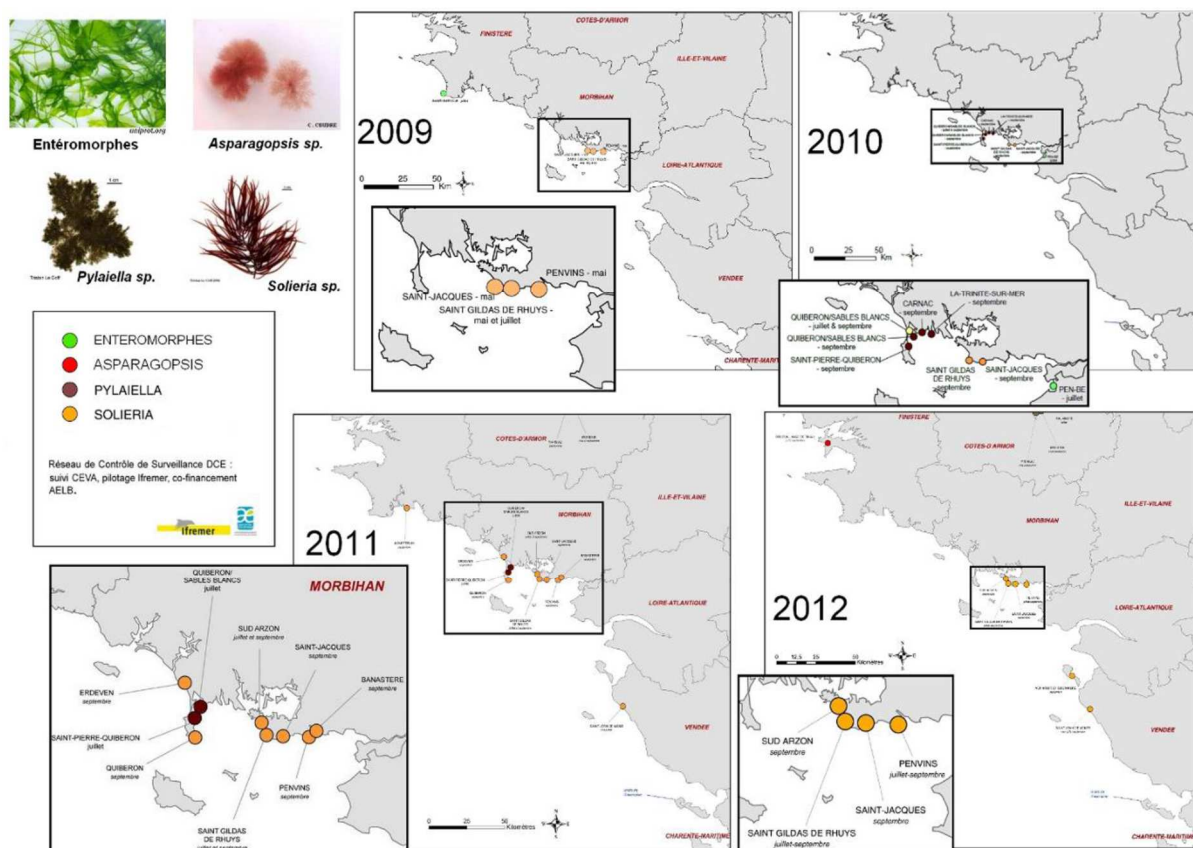


Figure 4.87. Observations de proliférations et d'échouages d'algues. Observations réalisées lors des contrôles de surveillances DCE « algues vertes » en 2009 (*Solieria chordalis* à Penvins, St Jacques, St Gildas de Rhuys en orange), en 2010 (*Solieria chordalis* à St Jacques, St Gildas de Rhuys en orange ; *Pylaiella littoralis* à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon, La Trinité sur Mer, Carnac en violet ; *Cladophora* à Quiberon Sables blancs en jaune ; *Enteromorpha* à Pen Bé en vert), en 2011 (*Solieria chordalis* à St Jacques, St Gildas de Rhuys, Quiberon, Erdeven, Sud Arzon, Banaster, Penvins, St Jean de Mont en orange ; *Pylaiella littoralis* à Quiberon Sables blancs, St Pierre Quiberon en violet), en 2012 (*Solieria chordalis* sur la Presqu'île de Rhuys, Noirmoutier, Saint-Jean-de-Monts). Source : CEVA 2015.

4.2.2.2.2. Eutrophisation en France sur la façade méditerranéenne

Les eaux méditerranéennes sont en général oligotrophes, sauf dans certaines zones côtières à l'embouchure des fleuves apportant des nutriments. Par conséquent, l'eutrophisation en Méditerranée est moins fréquente que sur la façade Atlantique, sauf pour les lagunes. La minéralisation de la matière organique accumulée dans les lagunes engendre une diminution de l'oxygène dissous dans l'eau et peut créer des zones d'anoxie. Dans ces conditions, des bactéries anaérobies produisent de l'hydrogène sulfuré qui donne une couleur laiteuse à l'eau de la lagune. Ce phénomène appelé « malaïgue » (mauvaise eau) dans la région du Languedoc, cause une mortalité massive des organismes aérobies vivant dans la lagune. Selon (Menesguen, 2014), la malaïgue est observée dans la lagune de Thau depuis 1975 avec des pics en 1982, 1983, 1987, 1990, 1997, 2003, et 2006. Les lagunes méditerranéennes sont suivies depuis 2006 selon les critères de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE). La figure 4.88 présente l'état d'eutrophisation des lagunes méditerranéennes selon les critères de la DCE.

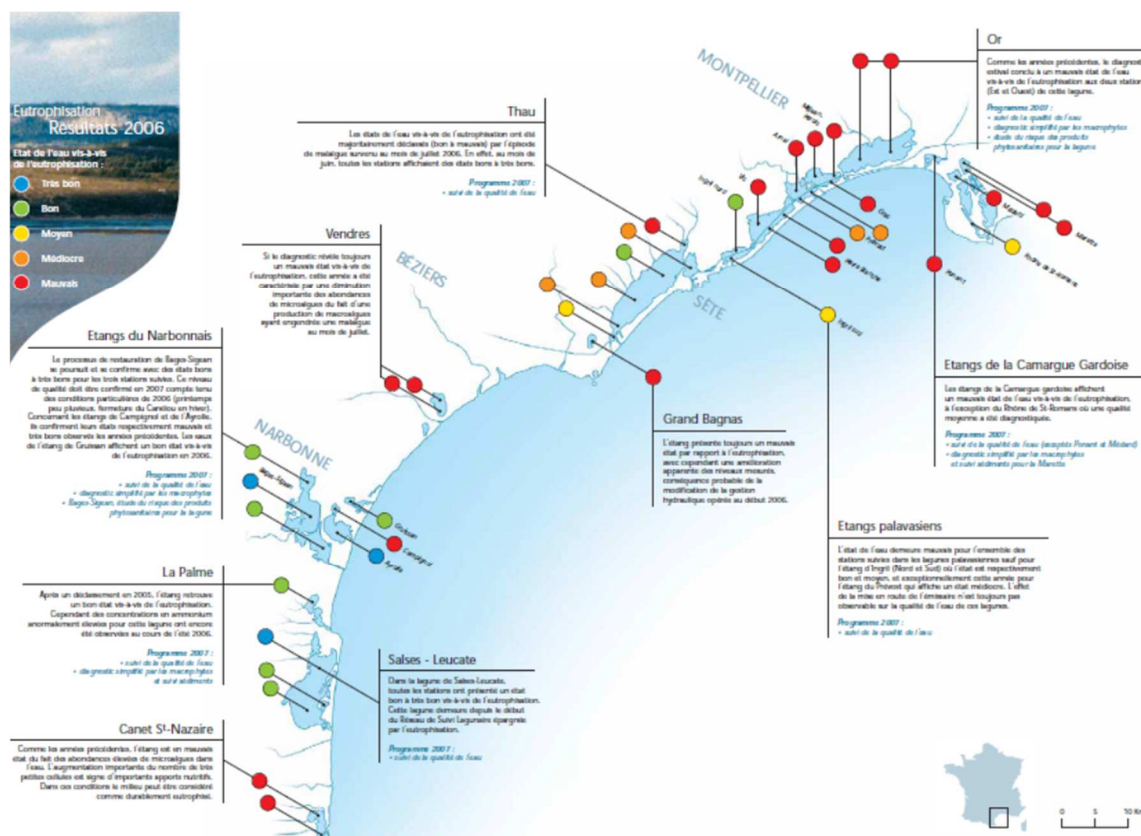


Figure 4.88. Etat d'eutrophication des lagunes méditerranéennes selon les critères de la DCE en 2006. Bleu : très bon état ; vert : bon état ; jaune : état moyen ; orange : état médiocre ; rouge : mauvais état. Source : (Ifremer, 2007).

Encadré 1. L'eutrophication en estuaires

L'eutrophication en estuaire se manifeste généralement par une apparition d'algues planctoniques et/ou macrophytiques surabondantes (Le Luherne et al., 2016; Passy et al., 2016). La menace majeure découlant de l'eutrophication en estuaire est la chute des concentrations en oxygène (Breitburg, 2002). Les phénomènes d'eutrophication en estuaire en Europe sont assez limités de nos jours grâce aux efforts consentis par les grandes zones urbaines et industrielles pour limiter leurs apports en matières organiques oxydables dans le milieu naturel. Certains estuaires ont cependant montré par le passé et montrent encore parfois aujourd'hui des signes importants d'eutrophication incluant des épisodes hypoxiques plus ou moins sévère (Estuaire de la Gironde : Lanoux et al. (2013); Estuaire de la Seine : Romero et al. (2016); Estuaire de la Loire : Minaudo et al. (2016); Estuaire de l'Escaut : Miallet et al. (2011), Estuaires de Blackwater et Agrideen : Ni Longphuiet et al. (2016))

4.2.3. Surveillance de l'eutrophication

Les sources d'information sur l'état des eaux marines et côtières en relation à l'eutrophication proviennent de programmes d'observation et d'échantillonnage *in situ*, de la télédétection par satellite, mais aussi de modèles couplés hydro-biogéochimiques (Zampoukas et al., 2012). Un certain nombre de **paramètres** sont généralement reconnus comme étant des **indicateurs** liés à l'eutrophication. Ces paramètres ont chacun leurs propres variabilités spatio-temporelles nécessitant une bonne connaissance de leur dynamique pour adapter une stratégie de surveillance appropriée.

Le développement des **indicateurs** est une réponse scientifique aux besoins des décideurs et managers de l'environnement leur permettant ainsi d'obtenir une information synthétique, la plus précise

possible à propos de la qualité de l'environnement, au sens large et, plus particulièrement, au sujet de l'état d'eutrophisation, de la biodiversité ... si besoin.

En ce qui concerne l'évaluation et la gestion de l'eutrophisation (défini historiquement en terme de conséquences indésirables d'un enrichissement en nutriment), les premières approches étaient basées sur l'utilisation d'outils de diagnostic simples avec une simple comparaison d'une concentration moyenne hivernale de nutriment par rapport à une référence (CSTT, 1994; 1997). L'évolution des connaissances scientifiques sur l'eutrophisation a permis de mettre en évidence la complexité des réponses (notion d'effets directs et indirects) aux apports de nutriments. Cette complexité est mise en avant dans les stratégies de lutte contre l'eutrophisation des Directives Européennes et des Conventions Régionales.

Les Conventions Régionales pour la protection des eaux marines ont un rôle important dans la coordination de **programmes de surveillance**, assurant la cohérence sur l'ensemble d'un bassin océanique de l'échantillonnage et des méthodes d'analyse par les pays membres de la Convention. Ce rôle est d'autant plus renforcé par la mise en place de la DCSMM qui implique (Article 6) une coopération intergouvernementale non seulement entre les états membres mais aussi avec les états tiers d'un même bassin océanique. Chacune de ces Conventions se sont engagées dans le développement d'un programme de surveillance qui prend en compte les spécificités sous régionales et locales. Cependant le niveau de maturité de ces programmes diffère entre les Conventions. Récemment, ces conventions se sont plus ou moins adaptées aux besoins de la politique environnementale européenne, notamment la DCE et DCSMM.

Selon Borja et al. (2008), il est temps d'identifier les méthodes existantes, de les tester, de les comparer afin d'aboutir à des propositions quant aux (combinaisons d') approches préférables, optimales en fonction des objectifs affichés plutôt que de dépenser de l'énergie à développer de nouveaux indices. Les sections suivantes seront donc consacrées à une présentation synthétique de l'existant en termes de **réseaux et méthodes** utilisés dans les Directives Européennes et Conventions Régionales, à une présentation des **efforts d'harmonisation** initiés entre ces conventions et directives, puis à une revue des **pistes scientifiques et techniques** récemment proposées qui ne font pas (encore) partie intégrante de stratégies de surveillance de l'eutrophisation.

4.2.3.1. Critères de sélection d'un indicateur

D'après (Painting et al., 2013), les critères de sélection et les spécifications (entre parenthèses) d'un bon indicateur sont basés sur :

- sa sensibilité (est-ce que l'indicateur permet la détection de tout type de changement par rapport à une variation de fond ou un bruit ?),
- sa spécificité (est-ce que l'indicateur répond principalement à une pression humaine particulière, avec une faible capacité de réaction aux autres sources de changement ?),
- sa capacité à communiquer (est-ce que l'indicateur est relativement facile à comprendre par les non-scientifiques et par ceux qui vont décider de leur utilisation ?),
- sa capacité de réaction (est-ce que l'indicateur est capable d'agir comme un signal d'alerte précoce ?),
- son lien avec le volet gestion (Est-ce que l'indicateur est étroitement lié à une activité qui peut être régulée pour réduire ses effets négatifs sur l'indicateur, c'est à dire est-ce que les tendances quantitatives en cause et les effets des changements sont bien connus ?),
- sa précision (est-ce que l'indicateur est mesuré avec un faible taux d'erreur ?),
- sa simplicité (est-ce que l'indicateur peut être facilement mesuré ?),

- son applicabilité spatiale (Est-ce que l'indicateur est mesurable sur une large proportion de la région à laquelle il s'applique, c'est à dire si l'indicateur est utilisé à l'échelle de la France, est-ce qu'il est possible de mesurer l'ensemble des paramètres qui y sont liés pour cette zone ou est-ce localisé à une zone de moins grande emprise spatiale ?),
- sa validité (est-ce que l'indicateur est basé sur une série de données permettant une définition réaliste d'objectifs ?).

(Brun and Soudant, 2015) proposent, dans une revue bibliographique dédiée à la notion d'indicateur dans le contexte de la mise en œuvre de la DCSMM, un schéma synthétisant en 3 grandes étapes et 12 sous-étapes le processus de construction, d'utilisation et de mise à jour d'un indicateur et des indices qui y sont liés (Figure 4.89). Dans la phase 1, le point 1.1 vise à définir l'objectif général. Ainsi, dans notre étude, il est important de rappeler la définition de l'eutrophisation considérée par chaque directive ou convention afin de mieux comprendre les paramètres et indicateurs considérés.

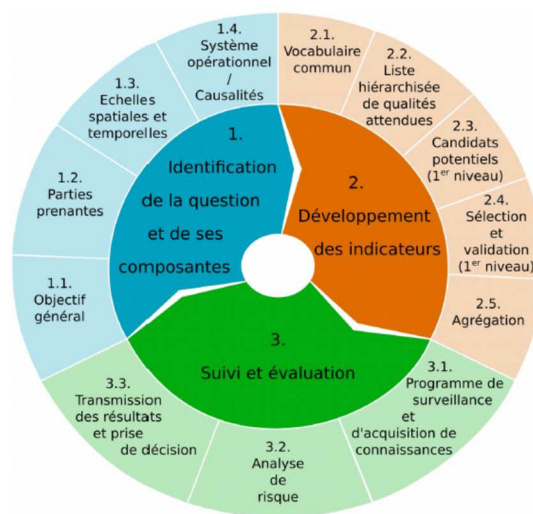


Figure 4.89. Processus de construction, d'utilisation et de mise à jour d'un indicateur et des indices qui y sont liés. Source : (Brun and Soudant, 2015).

Pour identifier des indicateurs d'un système en réponse à un forçage, il faut revenir au fondement du fonctionnement des écosystèmes marins. Le modèle conceptuel d'eutrophisation de Ferreira et al. (2011) permet de présenter les indicateurs d'eutrophisation (Figure 4.90).

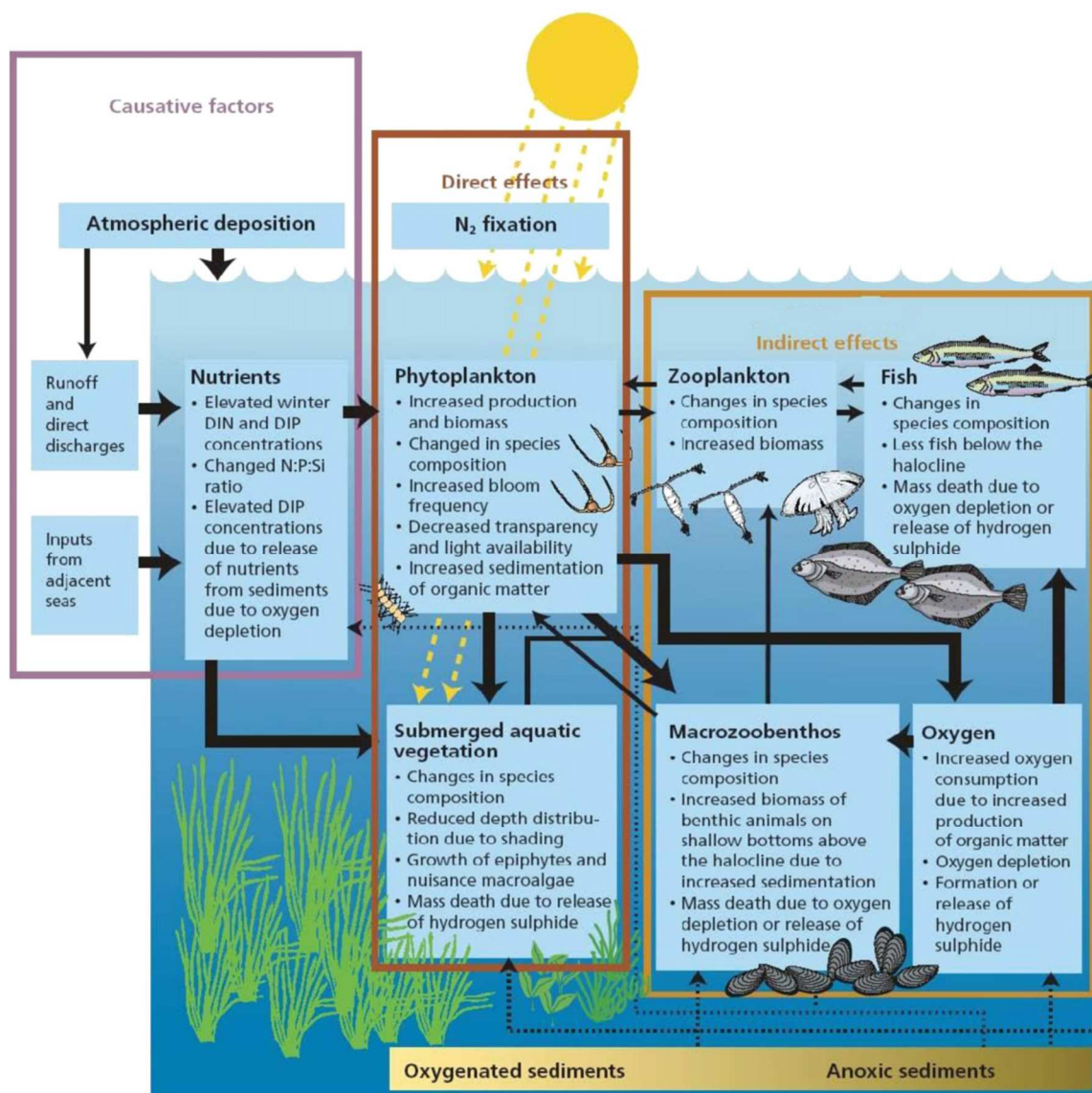


Figure 4.90. Modèle conceptuel d'eutrophisation. Les flèches indiquent les interactions entre les différents compartiments écologiques. Un écosystème marin équilibré est caractérisé par : (1) une chaîne alimentaire pélagique (phytoplancton => zooplancton ou zoobenthos => poisson) qui assure efficacement le passage de la production à la consommation et réduit au minimum le potentiel d'excès de la décomposition, 2) une composition spécifique naturelle des organismes planctoniques et benthiques, et 3) une distribution naturelle de végétation aquatique submergée. L'enrichissement nutritif aboutit aux changements de la structure et du fonctionnement des écosystèmes marins, comme indiqué avec des flèches en gras. Les flèches en pointillés indiquent la libération de sulfure d'hydrogène (H₂S) et du phosphore, dans des conditions anoxiques à l'interface eau-sédiment après épuisement en oxygène et élimination des nitrates par dénitrification. Source : (Ferreira et al., 2011), adapté de HELCOM.

Dans les milieux marins, certains éléments de ce modèle conceptuel d'eutrophisation peuvent être considérés seuls ou conjointement avec un ou plusieurs autres éléments comme les différents types d'indicateurs d'eutrophisation, ce qui est d'ailleurs le cas pour plusieurs programmes de surveillance de l'eutrophisation.

4.2.3.2. Convention OSPAR

4.2.3.2.1.Introduction

La convention d'Oslo et de Paris (OSPAR) trouve ses origines avec l'entrée en force de la convention Oslo en 1974 puis de la convention de Paris en 1978. La convention OSPAR a été créée en 1992 par le rapprochement de ces 2 conventions ; la commission OSPAR étant adoptée en 1998.

En ce qui concerne l'eutrophisation, les objectifs de la Stratégie d'OSPAR sont i) d'atteindre ou maintenir pour 2020 le statut de zone non-problématique, à savoir un niveau de qualité de l'environnement marin sans eutrophisation ; et ii) de réduire les entrées de nitrate et phosphate dans les zones affectées ou sur le point d'être affectées par l'eutrophisation à 50% des valeurs de 1985 (OSPAR, 2006). L'eutrophisation représente dans OSPAR le 5^{ème} descripteur parmi les 11 existants, qui doivent permettre dans leur ensemble de définir l'atteinte ou la non atteinte du bon état écologique des masses d'eau (descripteurs similaires à ceux de la DCSMM, effort d'harmonisation).

L'emprise spatiale de la zone OSPAR correspond à la partie Nord-Est de l'Atlantique, à la Mer du Nord et à une partie de l'océan Arctique (Figure 4.91). Les parties contractantes sont au nombre de 16 : la Belgique, le Danemark, l'Union Européenne, la Finlande, la France, l'Allemagne, L'Islande, l'Irlande, le Luxembourg, les Pays Bas, la Norvège, le Portugal, l'Espagne, la Suède, la Suisse et l'Angleterre. La zone maritime d'OSPAR est divisée en 5 régions ayant des caractéristiques bien différentes en terme de propriétés physiques, hydrographiques, chimiques et biologiques.

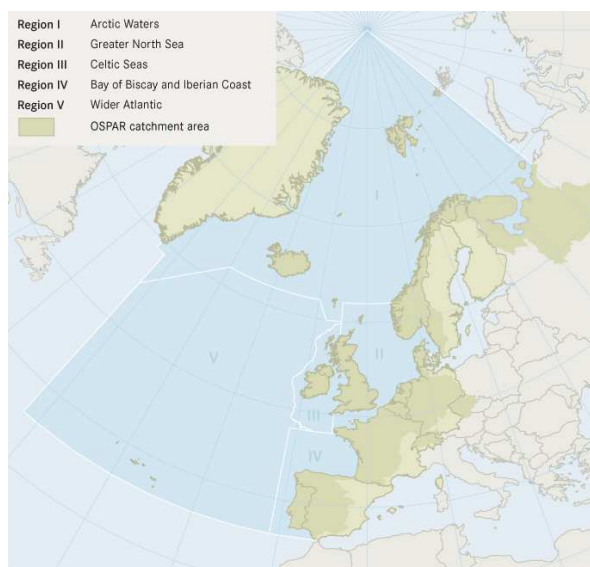


Figure 4.91. Régions OSPAR et bassin versant de la zone OSPAR. Source : OSPAR Commission (<http://qsr2010.ospar.org/en/ch02.html>).

4.2.3.2.2.Programmes de surveillance

La stratégie d'observation du milieu marin et côtier, approuvée par toutes les parties contractantes de la Commission Nord-Est Atlantique pour la période 2014-2021, est décrite dans le Programme Conjoint d'Evaluation et de Surveillance d'OSPAR (<http://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/jamp>). Ce programme regroupe un ensemble de documents ou manuels d'instruction thématiques dont

plusieurs sont directement liés aux problèmes d'eutrophisation. La plupart de ces documents représentent des révisions récentes (2012-2014) de programmes de surveillance déjà existants, répondant ainsi aux ambitions de la Stratégie Environnementale d'OSPAR pour l'Atlantique Nord-Est, de la directive DCSMM (notamment la mise en œuvre d'une approche écosystémique), et d'autres directives comme la directive cadre sur l'eau (DCE).

D'une manière générale, le programme de surveillance de l'eutrophisation dans la zone OSPAR s'articule sur des initiatives comme :

- Le programme de surveillance de l'eutrophisation, qui est une composante du Programme Coordonné de Surveillance Continue de l'Environnement (CEMP : <http://www.ospar.org/work-areas/cross-cutting-issues/cemp>) dont les objectifs sont d'évaluer la distribution spatiale et temporelle des nutriments et autres variables pertinentes (température, salinité), ainsi que les effets de l'eutrophisation dans les zones affectées ou pouvant être potentiellement à risque (chlorophylle, matière organique, espèces phytoplanctoniques, oxygène, communautés benthiques).
- L'Etude Exhaustive des Apports Fluviaux et des Rejets Directs (RID : <http://www.ospar.org/work-areas/hasec/chemicals/rid>), qui impose aux Parties Contractantes d'évaluer le déversement des rivières dans l'environnement marin en terme de contaminants, nutriments, et matière particulaire en suspension.
- Le Programme Exhaustif de Surveillance continue de l'Atmosphère (CAMP : <http://www.ospar.org/work-areas/hasec/chemicals/camp>) pour les mesures de contaminants et nutriments dans l'air et précipitations et leur déposition dans les eaux marines et côtières. Ce programme est secondé par les estimations de modèles du Programme Européen de Surveillance et d'Evaluation (EMEP) dans le cadre de la Convention sur la pollution atmosphérique transfrontière à longue distance.

Le 4.35 résume les pratiques nationales de surveillance de l'eutrophisation dans le cadre du programme CEMP. Les informations sont extraites d'un rapport de l'Institut Météorologique et Hydrologique de Suède (SMHI) publié en 2008 (Axe, 2008).

Tableau 4.35. Pratiques nationales de surveillance de l'eutrophisation dans le cadre du programme CEMP. NB : les pays n'ayant pas fait remonter dans les temps leur contribution au SMHI ne figurent pas dans ce tableau. Source : Axe, 2008.

Parties contractantes	Programme de surveillance (eutrophisation)
Portugal	Estuaire de Mondego (N-O Portugal) <ul style="list-style-type: none"> - 25 stations d'observations avec échantillonnage mensuel (charge en nutriments) ; concentration nutriments hivernale ; chlorophylle et oxygène printemps-été - Support par modèle biogéochimique MOHID
Espagne	<ul style="list-style-type: none"> - 233 stations sous la responsabilité de 5 communautés (phytoplancton (+bloom toxique), chlorophylle, nutriments) - Transects mensuels depuis 1993 au large de Santander (température, salinité, nitrates) - 1 station au large de Vigo (température, salinité, nitrates)
Belgique	<ul style="list-style-type: none"> - 20 stations fixes sur le plateau continental (hydrographie, nutriments, chlorophylle, espèces phytoplanctoniques) - satellite observations (blooms de printemps)
Hollande	Zone de surveillance divisée en 7 régions : 4 côtières (Scheldt ouest, estuaire Ems-Dollard, mer de Wadden, ligne de cote limitée par 34.5 isohaline) ; 3 au large (Southern Bight, Oyster Ground, Dogger Bank). <ul style="list-style-type: none"> - Échantillonnage mensuel (décembre -février ; concentrations en nutriments hivernales, DOC, POC) - 2 échantillonnages/mois de mars à septembre (chlorophylle) - 2 échantillonnages/mois toute l'année (espèces phytoplanctoniques ; oxygène)
Allemagne	<ul style="list-style-type: none"> - Zones estuaires (Elbe, Weser, Ems) échantillonnées 6 à 26 fois/an - Zones intertidales échantillonnées 2 à 4 fois/an - Zone offshore avec 1 échantillonnage/an (hiver) - 1 campagne d'été en Mer du Nord - Mer de Wadden divisée en 12 masses d'eau échantillonnées ~ 40 fois/an
Danemark	<ul style="list-style-type: none"> - 14 stations offshore a échantillonnage intensif (programme de surveillance NOVANA 2004-2009) - Campagnes d'été dans le Skagerrak et Mer du Nord - Surveillance côtière divisée en 34 zones avec 1 station échantillonnée 20 à 33 fois/an - 26 stations au large 5 échantillonnages /an - 1 campagne hivernale avec 50 stations (nutriments) - 11 stations marines avec 6 à 47 échantillonnages /an (autorités locales) - 6 bouées automatiques
Norvège	
Suède	Régions Skagerrak et Kattegat <ul style="list-style-type: none"> - Campagnes mensuelles avec stations côtières et offshores, + transect a travers le courant baltique (hydrographie, nutriments, chlorophylle, oxygène) - 1 Bouée Kattegat nord (calibration) - 2 stations côtières avec 2 échantillonnages/mois ((hydrographie, nutriments, chlorophylle, oxygène) Estuaires et fjords <ul style="list-style-type: none"> - 14 stations avec échantillonnage mensuel au niveau de la rivière Göta Älv (nutriments, hydrographie) - Observations mensuels le long de la cote Kattegat (Laholm Bay et Skalderviken)
UK	<ul style="list-style-type: none"> - Région au large de la Tamise : 2 bouées CEFAS (conc. hivernale nutriments, chlorophylle) - Échantillonnages à stations fixes

4.2.3.2.3.Méthode d'évaluation

L'outil d'évaluation de l'état d'eutrophisation des masses d'eau OSPAR dans le cadre de l'accomplissement de la stratégie eutrophisation s'appelle la Procédure Commune (<http://www.ospar.org/work-areas/hasec/eutrophication/common-procedure>). Cet outil conduit à la caractérisation des masses en : zone problématique, zone potentiellement problématique et zone non-problématique (Figure 4.92).



Figure 4.92: Evaluation 2007 de l'eutrophisation dans la zone maritime d'OSPAR après application de la Procédure Commune mise en place par la Convention. Les régions I et V, au large, sont peu affectées par les problèmes d'eutrophisation. Le problème est confiné principalement dans la région II (Mer du Nord) et au niveau des échancrures et estuaires le long des cotes des mers celtiques (région III) et de la baie de Biscaye et cotes ibériques (région IV). Source : OSPAR Commission, 2009.

La première étape de cette procédure a été la mise en place d'une Procédure de Tri (Screening Procedure) en 2001 pour repérer les zones non-problématiques « flagrantes » ; la seconde étape a été la mise en place périodique (2003, 2007, 2016, ...) de la Procédure Complète (Comprehensive Procedure ou COMP).

Pour mener à bien cette évaluation, le statut d'eutrophisation est défini par plusieurs paramètres harmonisés devant être mesurés *in situ* ; ils sont classés en différentes catégories : causes, effets directs, effets indirects, autres effets possibles (Tableau 4.36). Les valeurs issues du programme de surveillance sont comparées à des valeurs de référence (Tableaux 4.37, 4.38 et 4.39) et le dépassement d'un seuil implique un déclassement du paramètre considéré et de la catégorie associée. La synthèse finale se fait selon une méthode d'intégration des scores (Tableau 4.40) et permet d'évaluer le statut d'eutrophisation d'une masse d'eau.

Tableau 4.36. Paramètres harmonisés d'évaluation OSPAR de l'état d'eutrophisation, seuils et métriques correspondants. En italique : les seuils et métrique utilisés par la France lors de l'application de la COMP3 (période d'évaluation 2006-2014). Modifié d'après (OSPAR, 2008).

Category I Causative factors; Degree of nutrient enrichment

1 Riverine Inputs of total N and P and Direct Discharges

High input and/or increasing trends (compared with previous years)

2 Winter concentrations of dissolved inorganic nitrogen and phosphorus

Elevated levels (defined as concentrations >50% above the salinity-related or area-specific background concentrations)

DIN (normalized at salinity 33) elevated levels (>29 $\mu\text{mol.l}^{-1}$), DIP not used by France

3 Winter N/P ratio (Redfield N/P = 16)

Elevated levels (>25)

Criteria not used by France

Category II Direct effects of nutrient enrichment (during growing season)

1 Maximum and mean chlorophyll a concentration

Elevated levels (defined as concentrations >50% above the offshore or historic background concentrations)

90th percentile is calculated from data for March to October (inclusive)

Values compared to a limit which depends on the type of water mass considered:

- Atlantic and Channel coastal and transition waters: 10 mg/m³

- North Sea coastal and transition waters: 15 mg/m³

Elevated levels: P90 > limit

2 Region or area-specific phytoplankton indicator species

Elevated levels (and increase in duration)

Percentage of samples with at least one bloom defined by category and taxon size:

- small: 250 000 cells.l⁻¹ (unicellulars < 20 μm without chain)

- large: 100 000 cells.l⁻¹ (colonial species < 20 μm + sp. > 20 μm)

Elevated levels > 40% of samples above reference abundances

3 Macrophytes, including macroalgae (region specific)

Trend from long-lived species to short-lived species (e.g. *Ulva*)

Elevated levels: depends of the green tide types and the proportion of potentially colonisable substrate

Category III Indirect effects of nutrient enrichment (during growing season)

1 Degree of oxygen deficiency

Decreased levels (< 2 mg/l: acute toxicity; 2 – 6 mg/l: deficit)

10th percentile calculated from data for June to September (inclusive) for surface and sea bed samples

Decreased levels: P10 < 3mg.l⁻¹

2 Changes and kills in zoobenthos and fish kills

Kills (related to oxygen deficit or toxic algae)

Long-term changes in biomass and zoobenthos species composition

Criteria not used by France

3 Organic carbon/organic matter

Elevated levels (related to III.1) (concerning sedimentation areas)

Criteria not used by France

Category IV Other possible effects of nutrient enrichment (during growing season)

1 Algal toxins (DSP/PSP events)

Incidence (related to II.2)

The indicator is the number of months with toxicity (include the ASP in addition to DSP/PSP)

Elevated levels: Indicator > 2

Tableau 4.37. Niveaux d'évaluation (seuils) utilisés par les Parties Contractantes pour l'azote inorganique dissous (NID) et le phosphore inorganique dissous (PID) hivernaux en rapport avec la salinité. ¹ Recalculated from mg/l ; ² Portugal used the measured value of 1993 ; ³ The UK used the N/P ratio = 24 as assessment level (corresponds with 0.625, 0.83, 1.25 µmol/l DIP for offshore, coast and estuaries, respectively). The UK did not use winter DIP as nitrogen is the limiting nutrient in UK waters ; ⁴ Provisional values for Spain; a range needs to be established for all Spanish autonomous communities. Values for the coast are referred to 35 (average). *Source : OSPAR, 2008.*

Régions OSPAR	Parties Contractantes	Salinité	NID Hivernal (µmol.l ⁻¹)			PID Hivernal (µmol.l ⁻¹)		
			Large	Côte	Estuaire	Large	Côte	Estuaire
II	Suède/Kattegat	30 (10-33)	7 (1-15)	6 (1-20)	---	0.6 (0.1-1)	0.6(0.1-1)	---
	Suède/Skagerrak	30 (10-33)	7 (1-15)	6 (1-20)	---	0.6 (0.1-1)	0.6(0.1-1)	---
	Norvège ¹	20	---	9	9	---	0.7	0.7
	Danemark/ North Sea open	(30-34.5)	5.9	5.3-5.9	---	0.9	0.6-0.9	---
	Danemark/ Skagerrak	(30-34)	8.3	7.4	---	1.0	0.9	---
	Danemark/ Kattegat	(20-30)	3.5-34.2	9.9-14.7	---	0.6-0.8	0.7-0.8	---
	Danemark/ Wadden Sea	(27-34)	---	17.3	---	---	0.6	---
	Allemagne	30	8	11-12	17-26	0.5	0.6	0.2-0.5
	Pays-Bas	30	15	30	30	0.8	0.8	0.8
	Belgique	33.5	12	15	---	0.8	0.8	---
	France	33	---	29	---	---	---	---
III	Royaume-Unis ³	35 (large) 32 (côte)	15	20	30	---	---	---
	Irlande	34.8, 34.5, 30	12	18	42	0.8	1.25	1.5
IV	France	33	---	29	---	---	---	---
	Espagne ⁴	30 (0.5->35)	---	12-15	24-50	---	0.68-1.0	0.781.10
	Portugal ²	---	---	---	66 (0-36)	---	---	---

Tableau 4.38. Niveaux d'évaluation (seuils) utilisés par les Parties Contractantes pour la moyenne (Moy.), le maximum (Max.) et le percentile 90 (P90) de concentration en chlorophylle-a. *Source : OSPAR 2008.*

Régions OSPAR	Parties Contractantes	Chlorophylle-a (µg.l ⁻¹)								
		Large			Côte			Estuaire		
		Moy.	Max.	P90	Moy.	Max.	P90	Moy.	Max.	P90
II	Suède/Kattegat	1.5	---	5.7	2.0	---	9.6	---	---	---
	Suède/Skagerrak	1.4	---	5.9	2.3	---	10.1	---	---	2
	Norvège	3.5	---	---	3.5	---	---	3.5	---	---
	Danemark/ North Sea open	3.2	---	---	2.4-2.9	---	7.5	---	---	---
	Danemark/Skagerrak	3.8	---	---	2.7	---	4	---	---	---
	Danemark/Kattegat	0.9-2.3	---	3	1.5-2.4	---	---	---	---	---
	Danemark/Wadden Sea	---	---	---	2.9	---	7.5	---	---	---
	Allemagne	2.3	9	---	3	14	---	---	---	---
	Pays-Bas	2.25	---	4.5	7.5	---	15	9	---	18
	Belgique	4.2	---	8.4	7.5	---	15	---	---	---
	France	---	---	15	---	---	15	---	---	15
III	Royaume-Unis	---	---	10	---	---	15	---	---	15
	Irlande	---	---	---	10	---	20	15	---	30
IV	France	---	---	10	---	---	10	---	---	15
	Espagne	---	---	---	---	---	7-12	12	---	15
	Portugal	---	---	---	---	---	---	7.4	56	15

*Tableau 4.39. Niveaux d'évaluation (seuils) utilisés par les Parties Contractantes pour l'oxygène au fond pour les eaux stratifiées ou en surface dans les eaux mélangées. * recalculated from mg.l⁻¹; ** applied additionally; *** (8.5 – 5 percentile) means that the average % saturation value is 8.5 for the lowest 5% of the observations. Source : OSPAR 2008.*

Régions OSPAR	Parties Contractantes	Oxygen deficiency in concentration (mg.l ⁻¹)	% saturation
II	Suède/Kattegat	2.8 (P0.6 - P5)	45 (P8.5 - P5)***
	Suède/Skagerrak	3.5 (P0.0 - P5)	50 (P0.0 - P5)
	Norvège	5*	---
	Danemark	2 and 4	---
	Allemagne	6	70%, 84%**
	Pays-Bas	6	---
	Belgique	6	---
	France	3 (P10)	---
	Royaume-Unis	4 (P5)	---
III	Royaume-Unis	4 (P5)	---
	Irlande	Assessed as % saturation Concentration mg/l equivalents for P5 at 20°C are: 6.5 (tidal fresh waters) and 6.0 (full salinity waters)	5 percentile and 95 percentile: Tidal fresh waters: <70 or >130 Intermediate waters: <70 or >130 Full salinity waters: <80 or >120
IV	France	3 (P10)	---
	Espagne	6	80
	Portugal	8.4 (6mg.l ⁻¹ , P10)	---

Tableau 40. Les différents scénarii d'intégration des paramètres harmonisés d'évaluation. (+) = tendances croissantes, niveaux élevés, shift dans les paramètres d'évaluation; (-) = pas de tendances ni de niveau élevé ni de shift dans les paramètres ; (?) = pas assez de données pour effectuer une évaluation. Modifié d'après (OSPAR, 2003).

Cat I. Degré d'enrichissement en nutriment	Cat II. Effets directs	Cat III et IV Effets indirects et autres effets possibles	Classification Initiale
+	+	+	Zone problématique
+	+	-	Zone problématique
+	-	+	Zone problématique
-	+	+	Zone problématique
-	+	-	Zone problématique
-	-	+	Zone problématique
+	-	-	Zone potentiellement problématique
+	?	?	Zone potentiellement problématique
+	?	-	Zone potentiellement problématique
+	-	?	Zone potentiellement problématique
-	-	-	Zone non-problématique

4.2.3.2.4. Vers des indicateurs communs OSPAR

Afin de contribuer à une approche écosystémique, des Éléments de Qualité Écologiques (EcoQ) ont été développé dans le cadre d'OSPAR. Cinq sont dédiés à la stratégie de lutte contre l'eutrophisation (Tableau 4.41). Pour chacun de ces éléments, des niveaux désirés dit Objectifs de Qualité Ecologiques (EcoQOs) (Tableau 4.41) ont été définis de manière à estimer les impacts potentiellement négatifs de l'eutrophisation.

Tableau 4.41. Définition des Éléments de Qualité Ecologique (EcoQ) et des Objectifs de Qualité Écologiques (EcoQOs). Source : (Painting et al., 2005).

Ecological Quality Elements	Ecological Quality Objectives
(m) Changes/kills in zoobenthos in relation to eutrophication	<ul style="list-style-type: none"> There should be no kills in benthic animal species as a result of oxygen deficiency and/or toxic phytoplankton species
(q) Phytoplankton chlorophyll <i>a</i>	<ul style="list-style-type: none"> Maximum and mean chlorophyll <i>a</i> concentrations during the growing season should remain below elevated levels, defined as concentrations >50% above the spatial (offshore) and/or historical background concentration
(r) Phytoplankton indicator species for eutrophication	<ul style="list-style-type: none"> Region/area-specific phytoplankton eutrophication indicator species should remain below respective nuisance and/or toxic elevated levels (and increased duration)
(t) Winter nutrient concentrations (dissolved inorganic nitrogen (DIN) and dissolved inorganic phosphate (DIP))	<ul style="list-style-type: none"> Winter DIN and/or DIP should remain below elevated levels, defined as concentrations >50% above salinity related and/or region-specific natural background concentrations
(u) Oxygen	<ul style="list-style-type: none"> Oxygen concentration, decreased as an indirect effect of nutrient enrichment, should remain above region-specific oxygen deficiency levels, ranging from 4 to 6 mg oxygen per liter

Note: The Scheveningen workshop (Skjoldal et al., 1999) defined Ecological Quality (EcoQ) as an overall expression of the structure and function of the aquatic systems, and Ecological Quality Objectives (EcoQOs) as the desired level of the EcoQ relative to the reference level. Reference level was defined as the level of the EcoQ where the anthropogenic influence on the ecological system is minimal.

(Painting et al., 2005) ont proposés une étude de la pertinence de ces EcoQOs pour l'eutrophisation au regard des critères définis par le CIEM (Conseil International pour l'Exploitation de la Mer) et pour les eaux sous juridictions de l'Angleterre et du Pays de Galles. Les principales conclusions sont reprises dans le Tableau 4.41. Il apparaît ainsi que selon ces critères les EcoQOs les plus pertinents soient la concentration hivernale en nutriments (et particulièrement pour les eaux côtières et non pas pour les eaux avec un fort caractère océanique (Smith et al., 2014 ; Alastair et al., 2014) ainsi que la concentration en chlorophylle-*a* et les mortalités de zoobenthos et de poissons. Pour les autres, leur « rejet » au regard des critères du CIEM est principalement lié à l'absence de séries de données assez longue et/ou à l'absence de relation clairement établies entre pressions et impacts. Cette étude pourrait ainsi servir de base afin de tester la pertinence des EcoQOs ou de tout autre indicateur pour d'autres régions marines en considérant les critères repris en en-tête du tableau 4.42 (understandable, sensitive, linked, reponsive, low error, measurable, time series).

Tableau 4.42. Évaluation des métriques des Éléments de Qualité Ecologique (EcoQ) selon les critères du CIEM de bonne qualité désirés pour les Objectifs de Qualité Écologiques (EcoQOs). En cases gris foncé les métriques qui répondent totalement aux critères ; en cases gris clair celles qui y répondent partiellement. Y = Yes ; N = No. Source : Painting et al. 2005.

Ecological quality element	a) Understandable	b) Sensitive	c) Linked	d) Responsive	e) Low error	f) Measurable	g) Time series
(t) Winter nutrient concentrations (DIN and DIP)	Y	Y	Y	Y (coastal areas) N (offshore areas)	Y	Y	Y (critical areas) N (other areas)
(q) Phytoplankton chlorophyll <i>a</i>	Y	Y (clear coastal) N (turbid coastal and offshore)	Y (no other limiting factors) N (limiting or controlling factors present)	Y (no other limiting factors) N (limiting or controlling factors present)	Y	Y	Y (critical areas) N (other areas)
(r) Phytoplankton indicator species	Y (obvious impacts) N (in general)	N (in general) Y (in specific cases)	N (in general) Y (in specific cases)	N	Y	Y	N
(u) Oxygen	Y	N	N	N	Y	Y	N
(m) i. Zoobenthos Changes	Y	Y (using predictive models) N	N (in general: risk of confounding subtle influences)	Y (with sound sampling design) N	Y	Y (uniform environments) N (patchy environments)	Y (for some areas) N (information is patchy)
(m) ii. Zoobenthos kills	Y	Y	Y	Y	Y	Y	Y

Récemment cette notion d'EcoQ a été reprise sous la dénomination d'indicateurs communs OSPAR afin d'assurer le maximum de cohérence avec la mise en œuvre de la Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM).

Encadré 2. Surveillance et bioindication en estuaires

En estuaire, la surveillance de l'eutrophisation est réalisée au travers du programme de surveillance continue de l'eutrophisation de la convention internationale OSPAR

En France, aucune méthode réelle de quantification des flux de nutriment n'est disponible mais les Agences de l'Eau de Loire Bretagne et d'Adour Garonne ont contribué au développement, par IFREMER, d'un outil de modélisation des flux à la mer nommé PEGASE. Cet outil vient donc en complément des réseaux de mesures ponctuelles pour l'évaluation des flux de nutriments afin d'aider à orienter les mesures pour réduire l'eutrophisation (Dubois et al., 2012).

Il n'y a aucun indicateur spécifique développé pour identifier les risques d'eutrophisation en estuaire. Un protocole de suivi basé sur les diatomées en milieu marin a été développé en Martinique (Desrosiers et al., 2014) mais aucun indice particulier ne semble utiliser ce protocole.

4.2.3.2.5. Stockage des données

Au niveau Français, les données utilisées pour effectuer l'évaluation OSPAR sont principalement issues des bases Quadriges² (paramètres physico-chimiques, phytoplancton, CAT. I à IV) et du CEVA (macroalgues, CAT. III). Au niveau international les données sont stockées dans la base de données du CIEM (Conseil International pour l'Exploitation de la Mer).

4.2.3.3. Convention d'Helsinki – HELCOM

4.2.3.3.1. Introduction

La Convention HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsinki Commission), qui trouve ses origines dans la convention d'Helsinki signée en 1974 par les pays entourant la mer Baltique. Les parties contractantes sont au nombre de 10 : le Danemark, l'Estonie, la Finlande, l'Allemagne, la Lituanie, la Lettonie, la Pologne, la Russie, la Suède et l'Union Européenne (Figure 4.93).

L'eutrophisation est l'un des 4 segments thématiques du Plan d'Action pour la Mer Baltique d'HELCOM (BSAP) ayant comme but stratégique d'obtenir une Mer Baltique non affectée par l'eutrophisation (HELCOM, 2007).

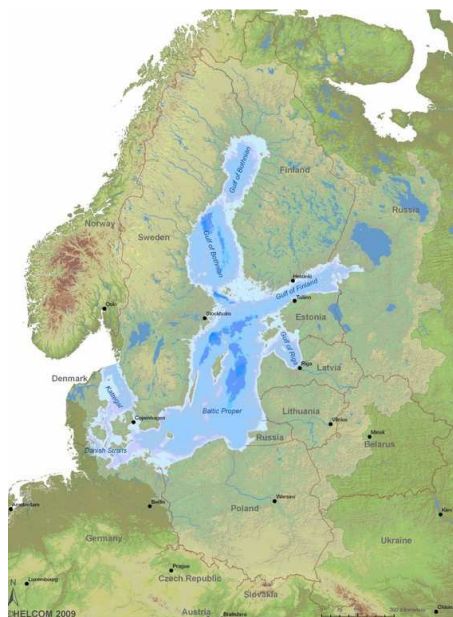


Figure 4.93. La Mer Baltique et ses bassins versants en vert clair (<http://www.eea.europa.eu/soer/countries/lt/national-and-regional-story-lithuania>).

4.2.3.3.2. Programmes de surveillance

Les parties contractantes de la convention HELCOM ont l'obligation de conduire une surveillance des eaux marines et côtières et de communiquer les données à la Commission HELCOM. En ce sens, les différents systèmes de surveillance appliqués par les Etats de la Baltique sont intégrés dans une structure commune, COMBINE (Cooperative Monitoring in the Baltic Environment) (HELCOM, 2015c), créée en 1992. Les systèmes de surveillance y sont contrôlés et normalisés en tenant compte des décisions du groupe HELCOM MONAS, affilié depuis 2014 au groupe de travail 'State and Conservation'.

Cette stratégie implique un programme de surveillance commun à l'ensemble du bassin basé sur la mesure d'un certain nombre d'indicateurs biotiques et abiotiques scientifiquement fiables et approuvés par les Parties Contractantes. La stratégie de surveillance d'HELCOM a été remaniée en 2013 de manière à satisfaire les besoins du Plan d'Action pour la mer Baltique (HELCOM 2007) et de la DCSMM.

La coordination du programme de surveillance implique une division de la mer Baltique sur 4 niveaux :

- L'ensemble de la mer Baltique ;
- Division en 17 sous-bassins ;
- Division de chacun des sous-bassins en zones côtières (jusqu'à 1 mille nautique) et offshore ;
- Division des zones côtières en masses d'eau conformément à la directive cadre sur l'eau.

L'eutrophisation est une nuisance importante sur l'ensemble de la mer Baltique, à tel point que le suivi de l'ampleur et des effets des entrées anthropiques de nutriments et de matière organique sur l'écosystème marin est une priorité absolue du programme de surveillance dans l'ensemble de la mer Baltique. Les observations liées à l'eutrophisation sont établies en fonction des variations à court et long terme des conditions hydrographiques, chimiques et biologiques (Tableau 4.43), notamment :

- La concentration hivernale des nutriments ;
- Le cycle annuel des paramètres hydrographiques ;
- Distribution régionale et variabilités multi-annuelles des communautés phyto- et zooplanctoniques ;
- La distribution spatiale des concentrations en oxygène et sulfure d'hydrogène dans les couches profondes ;

- Distribution spatiale et variabilité du macrozoobenthos ;
- Présence d'espèces exotiques ayant des effets significatifs sur les écosystèmes
- Floraisons d'algues toxiques ;
- Flux des masses d'eau entre les différents bassins de la mer Baltique et entre la mer Baltique et la mer du Nord.

Tableau 4.43. Programme d'échantillonnage par les Parties Contractantes d'HELCOM. Source : HELCOM 2015c.

Etats Contractants	Programme de surveillance (eutrophisation)
Danemark	<ul style="list-style-type: none"> - 2 stations automatiques (mesures hydrographiques) - 11 stations hydrographiques à échantillonnage fréquent (30 -47 /an) - 4 stations biologiques à échantillonnage fréquent (26/an) - 27 stations fixes, 1 campagne (février) pour les nutriments, 4 campagnes (août-novembre) pour l'oxygène
Estonie	<ul style="list-style-type: none"> - 30 stations en janvier/février sur l'ensemble de la zone (hydrographie et biochimie) - 20 stations en juin (biochimie) - 7 stations à échantillonnage fréquent sur 2 zones (mesures hydrographiques et biochimiques) - transects en août (phytobenthos)
Finlande	<ul style="list-style-type: none"> - Nombreuses stations à faible échantillonnage (1/an ; nutriments et hydrographie) - Nombreuses stations fixes (1/an en mai-juin ; macrozoobenthos) - Échantillonnage fréquent par navires d'opportunité' (nutriments et chlorophylle) - Imagerie satellite (blooms phytoplancton) - Stations fixes côtières (~20 échantillonnages/an ; hydrographie, nutriments, chlorophylle)
Allemagne	<ul style="list-style-type: none"> - Stations d'échantillonnage fixes (hydrographie, nutriments, biologie, macrozoobenthos, trappes à sédiment) - Stations fixes côtières (hydrographie, nutriments, oxygène, biologie, macrozoobenthos) - Stations spécifiques test (nouvelle technologie de surveillance)
Lettonie	<p>Golfe de Riga</p> <ul style="list-style-type: none"> - 7 stations (1/an en février ; nutriments) - 12 stations (1/an en août ; hydrographie, nutriments, oxygène) - 4 stations (1/an août ; biologie) - 19 stations (1/an en août ; macrozoobenthos) - 16 stations échantillonnage fréquent (7-8/an en février-novembre ; hydrographie, nutriments, oxygène, biologie) - 2 stations échantillonnage fréquent (20-21/an hydrographie, biologie, nutriments, oxygène) <p>Bassin est Gotland</p> <ul style="list-style-type: none"> - 7 stations 3 échantillonnages /an (hydrographie, nutriments, oxygène) - 4 stations 3 échantillonnages /an biologie - 13 stations 1 échantillonnage /an en août (macrozoobenthos) - 6 stations 5 échantillonnages /an (mai-septembre ; hydrographie, nutriments, oxygène, biologie)
Lituanie	<ul style="list-style-type: none"> - 14 stations 4 échantillonnages /an (hydrographie, biochimie, biologie) - 15 stations côtières (6/an ; hydrographie, biochimie, biologie) - 3 stations 'hotspots' à échantillonnage fréquent (16/an ; hydrographie, biochimie, biologie)
Pologne	<ul style="list-style-type: none"> - 4 stations offshore 6 échantillonnages/an (hydrographie, biochimie) - 3 stations offshore 6 échantillonnages/an (biologie) - 21 stations côtières (hydrographie, biochimie) - 10 stations côtières 2 échantillonnages /an (microbiologie) - 12 stations côtières 4 échantillonnages /an (biologie) - 5 stations côtières 1 échantillonnage/an (macrozoobenthos) - 4 stations côtières 2 échantillonnages /an (microphytobenthos) - 4 stations 12 échantillonnages /an (hydrologie, biochimie, biologie)
Russie	<i>Pas d'information disponible</i>
Suède	<ul style="list-style-type: none"> - 52 stations à faible échantillonnage (1-2/an en hiver et/ou été ; hydrologie, nutriments, oxygène) - 19 stations ; ~12 échantillonnages/an (hydrologie, nutriments, oxygène, biologie) - 5 stations (2 côtières et 3 offshore) à échantillonnage fréquent (20-30/an ; hydrologie, biochimie, biologie) - 1 bouée automatique (flux hydrologie, nutriments entre Baltique et Skagerrak) - 139 stations 1 échantillonnage /an (mai-juin ; macrofaune benthique, sédiment) - 26 stations côtières et offshore a 1 échantillonnage/an (août ; hydrologie, biochimie, biologie)

Le projet-pilote sur le Mer baltique (HELCOM, 2015a), conjointement financé par la Commission Européenne (DG Environnement), a permis aux états membres de la Baltique d'optimiser leurs programmes de surveillance avec une série de recommandations visant à l'utilisation coordonnée des campagnes océanographiques et la gestion des données.

4.2.3.3.3.Méthode d'évaluation

Le programme d'HELCOM, en ce qui concerne l'eutrophisation est divisé en 5 objectifs écologiques : eau claire, concentration en nutriments proche du niveau naturel, niveau naturel de bloom algal, niveau naturel de concentration en oxygène, distribution et présence naturelle des plantes et animaux (Tableau 4.44). Les objectifs écologiques d'HELCOM sont associés à des indicateurs : la concentration en nutriments et en chlorophylle-*a*, la transparence de l'eau (profondeur de Secchi) et la concentration en oxygène. Pour comparaison, la DCSMM comme OSPAR proposent 3 critères pour évaluer l'eutrophisation : niveau des nutriments, effets directs, effets indirects (

Tableau 4.44).

Tableau 4.44. Indicateurs (Core) d'eutrophication HELCOM du processus CORE EUTRO. Le tableau indique (X) quels objectifs écologiques HELCOM et quels critères du D5 de la DCSMM les indicateurs peuvent renseigner(HELCOM, 2014).

Indicateurs (Core)	Objectifs Ecologiques HELCOM					MSFD Criteria for D5		
	Eau claire	Concentration en nutriments proche du niveau naturel	Niveau naturel de bloom algal	Niveau naturel de concentration en oxygène	Distribution et présence naturelle des plantes et animaux	D5.1 Niveau des nutriments	D5.2 Effets directs	D5.3 Effets indirects
Transparence de l'eau (disque de Secchi)	X						X	
DIN concentration		X				X		
DIP concentration		X				X		
Concentration en chlorophylle- <i>a</i>			X				X	
Concentration en oxygène				X				X

La définition des différentes « valeurs cibles » à atteindre pour remplir les objectifs environnementaux est basée sur les résultats obtenus par le projet HELCOM TARGREV (HELCOM, 2013), et qui profite également des travaux effectués pendant le processus HELCOM EUTROP PRO (HELCOM, 2009), (équivalent à l'OSPAR COMP) et des travaux nationaux autour de la DCE. Les valeurs cibles finales (proche de la notion de seuils) ont été validées par un processus d'évaluation d'expert au cours de l'activité inter-sessionnelle sur le développement des indicateurs (Core) d'eutrophication (HELCOM CORE EUTRO) et ont finalement été adoptées par le HELCOM Heads Delegation 39/2012 (Tableau 4.45).

Tableau 4.45. Valeurs cibles des indicateurs d'eutrophisation pour les sous-bassins de la mer Baltique, validées par HELCOM HOD 39/2012 en accord avec les informations mises à jour par HELCOM GEAR 3/2013. Des informations détaillées sur la base scientifique de ces valeurs cibles sont disponibles dans le rapport HELCOM 2013.

Bassin versant	Winter DIN ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	Winter DIP ($\mu\text{mol.l}^{-1}$)	Summer Chl <i>a</i> ($\mu\text{g.l}^{-1}$)	Summer Secchi depth (m)	Oxygen debt (mg.l^{-1})
Kattegat	5.0	0.49	1.5	7.6	
The Sound	3.3	0.42	1.2	8.2	
Great Belt	5.0	0.59	1.7	8.5	
Little Belt	7.1	0.71	2.8	7.3	
Kiel Bay	5.5	0.57	2.0	7.4	
Bay of Mecklenburg	4.3	0.49	1.8	7.1	
Gdansk Basin	4.2	0.36	2.2	6.5	8.66
Arkona Basin	2.9	0.36	1.8	7.2	
Bornholm Basin	2.5	0.30	1.8	7.1	6.37
Eastern Gotland Basin	2.6	0.29	1.9	7.6	8.66
Western Gotland Basin	2.0	0.33	1.2	8.4	8.66
Northern Baltic Proper	2.9	0.25	1.7	7.1	8.66
Gulf of Riga	5.2	0.41	2.7	5.0	
Gulf of Finland	3.8	0.59	2.0	5.5	8.66
Åland Sea	2.7	0.21	1.5	6.9	
Bothnian Sea	2.8	0.19	1.5	6.8	
The Quark	3.7	0.10	2.0	6.0	
Bothnian Bay	5.2	0.07	2.0	5.8	

Le dépassement de ces différentes « valeurs cibles » bascule les masses d'eau en état « polluées » ou en état de « condition d'eutrophisation », sinon les eaux sont qualifiées de « non-polluées ».

L'outil HEAT 3.0 permet d'agréger les indicateurs dans chacun des 3 critères DCSMM (agrégations intra-critère) par une moyenne pondérée selon la pertinence de chaque indicateur vis-à-vis de l'eutrophisation et cela dans chaque bassin versant. L'agrégation inter-critère se fait par la méthode One-Out-All-Out (OOAO). L'approche écosystémique sur laquelle est basé le BSAP HELCOM (comme la DCSMM) offre l'occasion d'aborder de façon globale toutes les pressions anthropiques pertinentes ainsi que leurs interactions dans le but ultime de restaurer les structures et les fonctions des écosystèmes de la Mer Baltique.

4.2.3.3.4. Stockage des données

Les données produites par HELCOM pour effectuer les évaluations de l'état d'eutrophisation des masses d'eau de la Mer Baltique sont stockées par le (HELCOM, 2015b).

4.2.3.4. Convention de Barcelone (UNEP/MAP)

4.2.3.4.1. Introduction

En Méditerranée, la surveillance de la pollution est conduite dans le cadre de la Convention de Barcelone (1976) et du Plan D'Action pour la Méditerranée (PAM : <http://www.unep.org/unepmap/fr>) établi dès 1975 sous l'égide du programme des Nations Unies pour l'Environnement (PNUE) et regroupant 22 parties contractantes : l'Albanie, l'Algérie, la Bosnie-Herzégovine, la Croatie, Chypre, l'Égypte, l'Union Européenne, la France, la Grèce, Israël, l'Italie, le Liban, la Libye, Malte, Monaco, le Monténégro, le Maroc, la Slovénie, l'Espagne, la Syrie, la Tunisie et la Turquie (Figure 4.94).

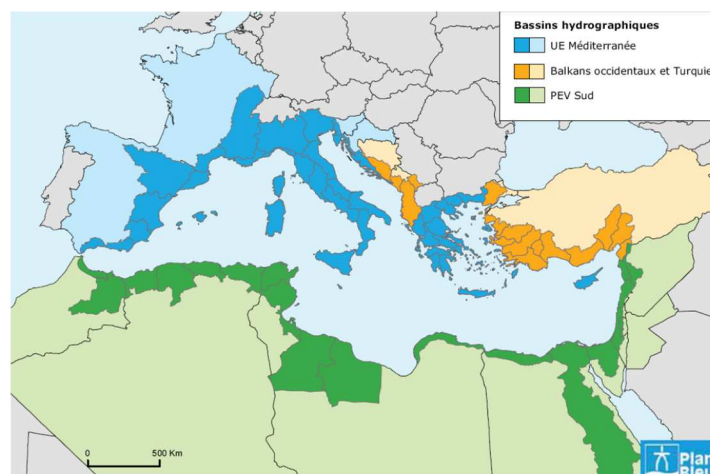


Figure 4.94. Carte de la Méditerranée et de ses bassins hydrographiques. Source : AEE 2014.

La composante d'évaluation et de maîtrise de la pollution marine du PAM, le programme MED POL, est responsable du suivi des travaux liés à la protection de la Méditerranée contre la pollution venant de sources et activités terrestres et marines. Il rend compte notamment de l'état et tendance des substances dangereuses et des paramètres de l'eutrophisation, et comprend aussi un programme-pilote visant à analyser les effets de la pollution par les nutriments.

Dans la phase IV (2006-2013) du programme MED POL, les objectifs de la surveillance continue sont centrés sur :

- Evaluation des charges polluantes provenant de sources ponctuelles et diffuse et de la charge polluante déversée en Méditerranée ;
- Evaluation de l'état et des tendances de la qualité du milieu marin et côtier impactée par la pollution et autres pressions anthropiques ;
- Lutte contre la pollution d'origine terrestre ;
- Contribution à l'application de l'approche écosystémique à la gestion des activités humaines dans le cadre du PAM et sa composante MED POL pour la surveillance continue et évaluation.

4.2.3.4.2. Programme de surveillance

Les problèmes d'eutrophisation en Méditerranée se concentrent principalement dans la zone côtière, qui bénéficie d'une bonne couverture d'échantillonnage dans le nord du bassin (Figure 4.95). Dans le sud, les programmes de surveillance sont beaucoup moins développés et s'établissent grâce à des financements spécifiques de MED POL ou de projets internationaux (par ex. projet MEDINA financé par l'Union Européenne pour améliorer les capacités de surveillance des écosystèmes côtiers dans les pays nord-africains).

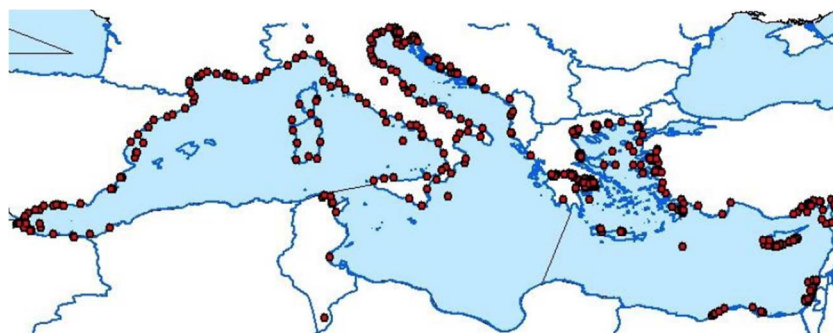


Figure 4.95. Carte des stations dans le cadre du programme de surveillance MED POL de la Méditerranée. Source : UNEP/DEPI, 2011.

Le programme MED POL est responsable du suivi de la mise en œuvre du Land-based Sources and Activities Protocol (LBS Protocol), un protocole intégrant sept protocoles dédiés à des aspects spécifiques pour la conservation environnementale de la Méditerranée (http://wedocs.unep.org/bitstream/handle/20.500.11822/7096/Consolidated_LBS96_ENG.pdf?sequence=5&isAllowed=y). Il assiste les pays Méditerranéens dans la formulation et la mise en œuvre du programme de surveillance de la pollution, incluant les mesures de contrôles de la pollution et la rédaction des plans d'action visant à éliminer la pollution des sources anthropiques au travers d'un Plan d'Action Stratégique (<https://wedocs.unep.org/rest/bitstreams/9745/retrieve>).

Tout comme le projet BALSAM, le projet IRIS-SES 2013-2015 (*Integrated Regional Monitoring Implementation Strategy in the South European Seas*) a été cofinancé par la Commission Européenne pour développer une nouvelle approche et des outils d'aide à la décision concernant la surveillance intégrée du bassin méditerranéen et de la mer Noire dans le cadre de la DCSMM (mais aussi MED POL et BSIMAP). L'eutrophisation est un des secteurs-clés de ce projet qui rend compte, sous forme de catalogue (IRIS-SES, 2015), des programmes de surveillance mis en place dans 8 pays dont 5 méditerranéens (Grèce, Chypre, Italie, Espagne et Croatie), ainsi que les plateformes de surveillance hydrographique faisant partie de programmes 'globaux' à grande échelle (Figure 4.96).

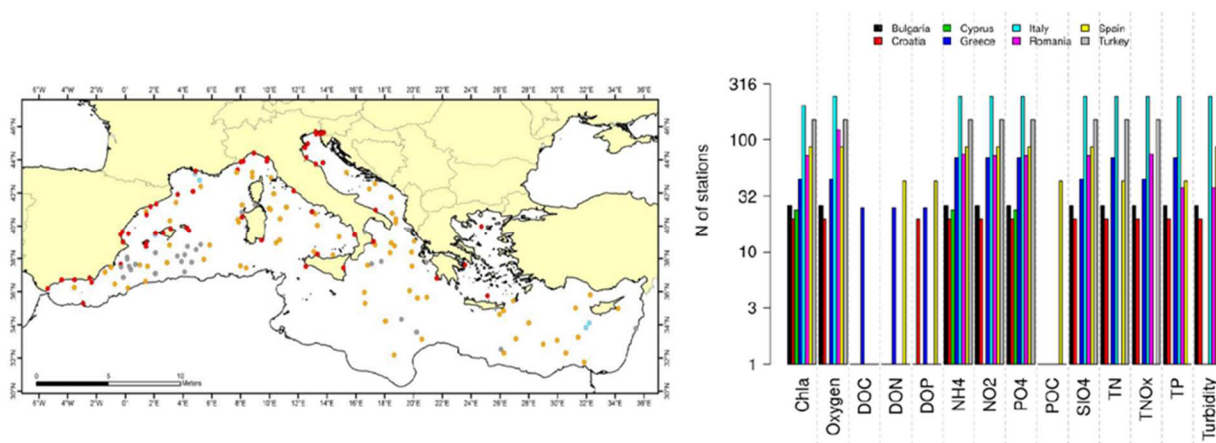


Figure 4.96. Distribution des différentes plateformes d'observation et des paramètres mesurés en mer Méditerranée dans le cadre du projet IRIS-SES. Sur la carte : bouées flottantes (gris) ; glider (bleu) ; bouées/mouillages fixes (rouge) ; bouées Argo (jaune). Source : Renzi et al. 2015.

De même, le projet PERSEUS (*Policy-oriented marine environmental research in the southern European seas*) examine la capacité actuelle d'observations permettant une surveillance continue des bassins de la Méditerranée et mer Noire à l'échelle régionale et locale (Poulain et al., 2013).

4.2.3.4.3.Méthode d'évaluation

En 2008, les Parties Contractantes de la Convention de Barcelone intègrent une approche écosystémique à l'ensemble du PAM (UNEP/MAP, 2012) évoluant ainsi vers une stratégie intégrée de surveillance et d'évaluation périodique de la Méditerranée sur un cycle de 6 ans. Cette nouvelle stratégie s'adapte aux besoins de la DCSMM en considérant un ensemble d'objectifs écologiques (OE) correspondant aux descripteurs de la directive marine dont l'eutrophisation (OE5). Le Groupe de Correspondance pour la Surveillance (CORMON) est en charge de développer le système d'observations et d'évaluation sur la base de programmes déjà existants, et de méthodologies nouvelles rentables telles que l'imagerie satellite.

Le MEDPOL fixe 12 paramètres à mesurer obligatoirement dans le cadre de sa Stratégie de Surveillance de l'Eutrophisation : la température (°C), la salinité (psu), le pH, la **transparence**, les **orthophosphates** ($\text{PO}_4\text{-P}$ $\mu\text{mol.l}^{-1}$, $\mu\text{g.l}^{-1}$), le **silicate** (SiO_2 $\mu\text{mol.l}^{-1}$), le **nitrate** ($\text{NO}_3\text{-N}$ $\mu\text{mol.l}^{-1}$, $\mu\text{g.l}^{-1}$), l'**ammonium** ($\text{NH}_4\text{-N}$ $\mu\text{mol.l}^{-1}$, $\mu\text{g.l}^{-1}$), le **nitrite** ($\text{NO}_2\text{-N}$ $\mu\text{mol.l}^{-1}$, $\mu\text{g.l}^{-1}$), l'**oxygène dissout** (mg.l^{-1} , %), la **chlorophylle-a** ($\mu\text{g.l}^{-1}$) et le phytoplancton (abondance totale, abondance des groupes principaux, bloom). Seuls les paramètres en **gras** font partie de l'OE5.

L'indice d'eutrophisation TRIx peut être utilisé pour une évaluation préliminaire (UNEP/DEPI, 2015a), toutefois il semblerait qu'il n'y ait pas encore de méthodologie standardisée à l'échelle de la Méditerranée et différents outils sont utilisés pour produire des indices d'eutrophisation tels que HEAT, EI, Eutrophisation scale etc. L'utilisation de méthodes d'évaluation plus standardisées faisant appels aux notions de seuils et de tendances commence à être recommandée (UNEP/DEPI, 2015b).

Ainsi le MED-GIG (Geographical Intercalibration Groups) recommande les seuils et les valeurs de référence synthétisés dans le tableau 4.46 pour la chlorophylle-a (il n'existe pas encore d'intercalibration pour les autres paramètres).

Tableau 4.46. Seuils et les valeurs de référence pour la concentration en chlorophylle-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$). 1 Applicable aux eaux côtières de type I du Golfe du Lion ; 2 Applicable aux eaux côtières de type I de l'Adriatique. Source : UNEP/DEPI, 2015b.

Typologie des eaux côtières	Conditions de référence Chla ($\mu\text{g.l}^{-1}$)		Seuils pour la Chla ($\mu\text{g.l}^{-1}$) (limite bon – médiocre)	
	Moyenne géo.	P90	Moyenne géo.	P90
Type I	1.4	3.33 ¹ -3.93 ²	6.3	10 ¹ -17.7 ²
Type II-FR-SP		1.90		3.60
Type II-A Adriatique	0.33	0.80	1.50	4.00
Type II-B Tyrrhénienne	0.32	0.77	1.20	2.90
Type III-W Adriatique			0.64	1.70
Type III-W Tyrrhénienne			0.48	1.17
Type III-W FR-SP		0.90		1.80
Type III-E		0.1		0.40
Type Iles-W		0.60		1.22

A ce jour, aucune métrique/seuil ne semblant être proposé pour les autres paramètres de l'OE5, il n'y a donc pas non plus de méthode d'agrégation/intégration des indicateurs.

4.2.3.4. Stockage des données

Les données issues de la surveillance dans le cadre du programme MEDPOL sont stockées dans la base de données UNEP/MAP MEDPOL Database (UNEP/DEPI, 2009).

4.2.3.5. Convention de Bucarest

La Convention pour la protection de la Mer Noire contre la pollution (ou Convention de Bucarest) ratifiée en 1992 et la Déclaration d'Odessa (1993) stipulent, entre autres, que les riverains de la Mer Noire doivent coopérer pour la surveillance et protection de l'environnement marin et la lutte contre la pollution. Les principes de cette convention s'appuient sur un nombre de protocoles et un Plan d'Action Stratégique pour la protection et réhabilitation de la Mer Noire élaboré dès 1996, amendé en 2002, pour être finalement reformulé et adopté en 2009 (EU, 2009). Ce Plan d'Action comprend un programme intégré de surveillance et d'évaluation (BSIMAP : http://www.blacksea-commission.org/_bsimap.asp) implémenté dès 2001 (et révisé en 2006) dont les objectifs sont de :

- Décrire la distribution spatiale d'un certain nombre de variables physiques, chimiques et biologiques ;
- Déterminer les variabilités temporelles de la qualité de l'environnement marin et les conséquences des mesures de protection ;
- Etablir des relations entre les activités anthropiques et la variabilité du milieu marin et côtier.

BSIMAP se base sur des programmes de surveillance nationaux déjà en place, et reconnaît une division administrative de la Mer Noire en 7 zones correspondant aux eaux territoriales de chacune des Parties Contractantes et d'une région au large (les limites de ces zones sont soumises à révision à la suite de la crise russo-ukrainienne). Le plan de surveillance prévoit une évaluation de la qualité des eaux territoriales tous les 5 ans sous la responsabilité de chacun des états membres concernés. Par ailleurs, BSIMAP est connecté au Système d'Information pour la mer Noire (BSIS) qui rassemble les données obtenues par les états membres ou groupes spécifiques et les rendent accessible après une vérification de leur qualité par le secrétariat de la Commission. Les stations de surveillance (Figures 4.97A et 4.97B), ainsi que les différentes variables et fréquences de mesure sont adaptées progressivement aux nécessités des politiques environnementales nationales et internationales comme la DCE ou DCSMM.

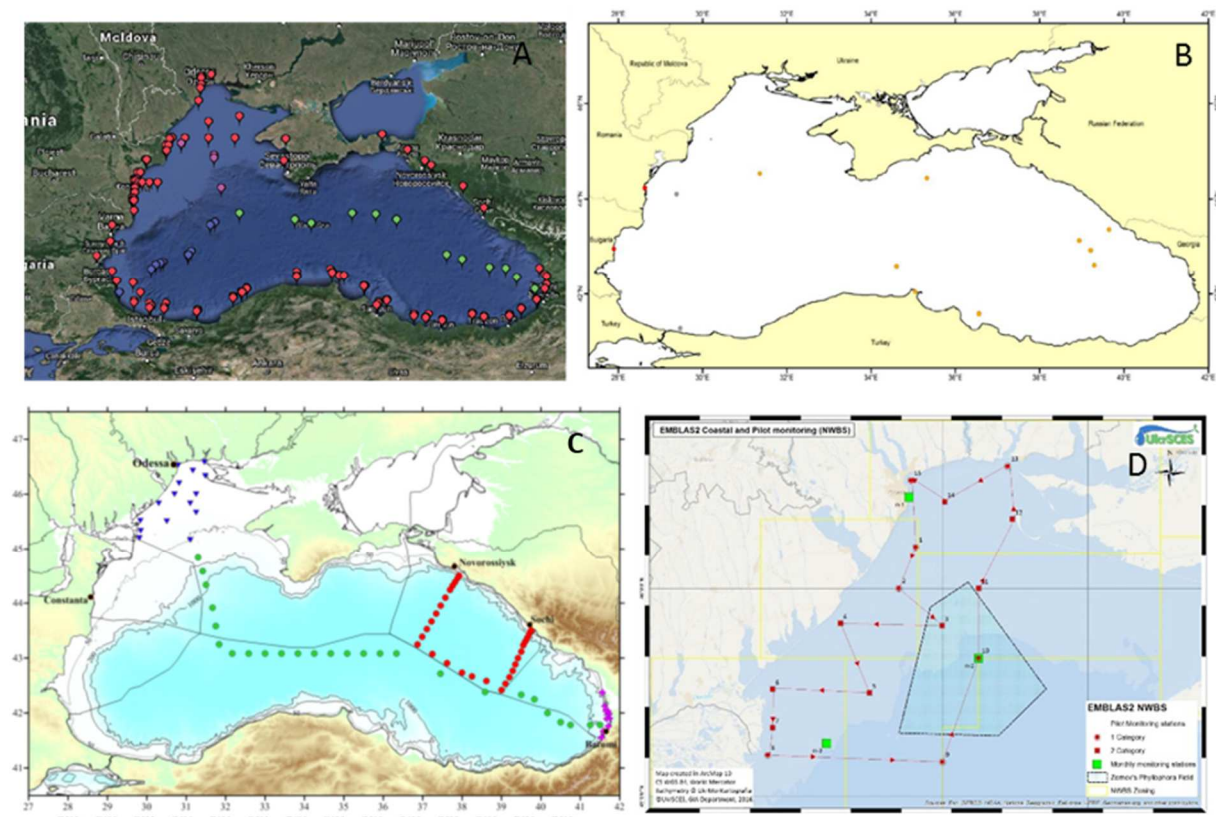


Figure 4.97. Surveillance de la mer Noire. A : Stations de surveillance des eaux côtières établies dans le cadre de BSIMAP (en rouge), et complétées par des exemples de transects russes (en vert), bulgares (en bleu) et roumains (en violet). Source : http://www.blacksea-commission.org/_bsgis2.asp. B : Distribution des différentes plateformes d'observations hydrographiques en Mer Noire : bouées Argo (jaune) ; mouillages fixes (rouge) ; bouées flottantes (gris). Source : Renzi et al. 2015. C : Programme de surveillance conjoint Ukraine-Georgia dans le cadre du programme EMBLAS II. D : Programme –pilote de surveillance national (Ukraine) dans le cadre du projet EMBLAS II. Source pour C et D : <http://emblasproject.org/wp-content/uploads/2016/08/PA4-JOSS-Manual.pdf>.

En pratique, la surveillance du bassin de la Mer Noire dans le cadre de la Convention de Bucarest s'établit sur la base de programmes nationaux et de projets européens et internationaux. Le projet **Baltic2Black** (2011-2013 ; http://www.blacksea-commission.org/_projects_Baltic2Black.asp) est une collaboration entre les secrétariats de la Convention de Bucarest et HELCOM pour la protection de la Mer Noire contre les problèmes d'eutrophisation. Une des activités prioritaires de ce projet consiste à mettre en place une dynamique de surveillance à long-terme de l'eutrophisation en Mer Noire basée sur l'imagerie satellite et systèmes automatiques installés sur des bouées ou des bateaux d'opportunité.

Le Projet **EMBLAS** (Surveillance Environnementale de la Mer Noire, 2014-2016, <http://emblasproject.org>) a pour objectif principal la révision du programme BSIMAP en Géorgie, Ukraine et Russie. Les activités préparatoires du projet, EMBLAS I (2012-2013), ont eu pour objet de mettre en place un programme de surveillance adapté aux besoins des politiques européennes DCE et DCMM. La conception du programme de surveillance doit assurer une couverture et fréquences d'échantillonnage pertinentes pour une évaluation tangible de l'état écologique de la Mer Noire, y compris les paramètres d'eutrophisation. EMBLAS inclus deux campagnes conjointes en 2016 et 2017 (Figure 4.97C) pour tester des méthodologies communes de surveillance. Ces campagnes seront conduites simultanément avec des études pilotes de surveillance nationales à grande échelle (Figure 4.97D).

4.2.3.6. La Directive Cadre sur l'Eau (DCE) – Eaux littorales

4.2.3.6.1. Introduction

Le 23 Octobre 2000, la "Directive 2000/60/EC du Parlement Européen et du Conseil établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau" ou plus court, la Directive Cadre sur l'Eau (DCE), a été adoptée (EC, 2000a). La DCE a principalement une emprise terrestre et fonctionne par bassin versant, seule la partie marine côtière située entre la ligne de côte et le 1 mille nautique est prise en compte dans la DCE. Les Pays Membres sont les mêmes que pour la DCSMM, à savoir : l'Autriche, la Belgique, la Bulgarie, Chypre, la République Tchèque, l'Allemagne, le Danemark, l'Estonie, la Grèce, l'Espagne, la Finlande, la France, la Hongrie, l'Irlande, l'Italie, la Lituanie, le Luxembourg, la Lettonie, Malte, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la Roumanie, la Suède, la Slovaquie, le Royaume-Uni, la Croatie. A la différence de la DCSMM, la DCE s'applique au niveau des DOM.

La DCE requiert l'atteinte du « bon état écologique » (Good Ecological Status) des masses d'eau par ses différents pays membres, ce statut est défini en fonction du bon statut écologique (décomposé en statut biologique, hydromorphologique et physico-chimique) et du bon statut chimique, eux-mêmes définis par un certain nombre d'éléments de qualité quantifiables (approche dé-structurante de la DCE) (Borja et al., 2010). Pour les eaux littorales, deux catégories de masses d'eau existent : les masses d'eau côtières et les masses d'eau de transition (estuaires ou lagunes en Méditerranée).

A l'opposé de la DCSMM et des Conventions Marines Régionales, il n'y a pas de définition particulière de l'eutrophisation (les éléments de qualité ne sont pas regroupés spécifiquement pour évaluer l'état eutrophisation) mais beaucoup de ces éléments quantifiables (faisant tous parties des éléments écologiques) font partie des critères présents dans la DCSMM et les Conventions Régionales pour définir l'eutrophisation : la chlorophylle-*a*, les nutriments, l'oxygène dissout, les macrophytes opportunistes, le phytoplancton, les algues et angiospermes pérennes et la transparence de l'eau.

L'état d'une masse d'eau est la combinaison de son état écologique et de son état chimique (Figure 4.98). L'état écologique est évalué sur la base d'éléments de qualité biologique et de paramètres hydro-morphologiques et physico-chimiques.



Figure 4.98. Schéma d'évaluation de l'état des masses d'eau au titre de la Directive Cadre sur l'Eau (Derolez et al., 2015).

Pour chaque élément de qualité biologique, des conditions de référence sont déterminées. Elles correspondent aux caractéristiques des peuplements qui seraient obtenues dans un milieu soumis à très peu ou à l'absence de pressions humaines. L'état biologique est mesuré par l'écart aux conditions de référence, sous forme d'un ratio de qualité écologique (Ecological Quality Ratio, EQR). Le classement de l'état biologique est établi selon cinq classes, de très bon à mauvais.

L'état chimique est bon ou mauvais, selon le respect des normes de qualité environnementale, définies pour chacune des substances identifiées dans la Directive fille n°2013/39/UE.

La règle du paramètre le plus déclassant s'applique pour l'état biologique et pour l'état chimique. Ainsi, un seul paramètre en-dessous des normes peut occasionner un classement inférieur de la masse d'eau. Cependant signalons que les paramètres hydro-morphologiques et physico-chimiques ne conduisent pas au déclassement d'une masse d'eau ; ils interviennent uniquement en soutien aux paramètres biologiques pour l'évaluation de cette masse d'eau.

4.2.3.6.2. Programme/Réseaux de surveillance

Le programme de surveillance est défini par la circulaire DCE 2007-20. Il permet d'évaluer et suivre l'évolution de la qualité des masses d'eau. Il est composé de quatre types de contrôles :

- le contrôle de surveillance
- le contrôle opérationnel
- le contrôle d'enquête
- le contrôle additionnel

Le contrôle de surveillance est défini par l'arrêté du 25 juillet 2010 modifié par l'arrêté du 28 août 2015. Il porte sur l'ensemble des paramètres biologiques et physico-chimiques et permet de définir la qualité des eaux. Pour le milieu marin, il s'agit des masses d'eau de transition (estuaires ou lagunes méditerranéennes) et les eaux côtières dans la limite d'un mille en mer. Il n'a pas vocation à s'exercer sur toutes les masses d'eau, mais sur un nombre suffisant de masses d'eau par type pour permettre une évaluation générale de l'état écologique et chimique des eaux à l'échelle du bassin hydrographique. Au niveau de chaque masse d'eau, l'[état chimique](#) et l'état écologique sont évalués grâce à un ensemble d'éléments de qualité (chimiques, biologiques...). Les données sont acquises sur une période de 6 ans, durée d'un plan de gestion.

Le contrôle opérationnel est mis en place sur les masses d'eau à risque de non-respect des objectifs environnementaux et il porte sur les paramètres responsables de la mauvaise qualité des masses d'eau. Il s'applique à toutes les masses d'eau qui risquent de ne pas répondre aux objectifs environnementaux. Les sites de suivi choisis sont représentatifs de l'impact, à l'échelle de la masse d'eau, de la ou des pressions à l'origine du risque. Le contrôle s'arrête lorsque la masse d'eau a retrouvé un bon état écologique et/ou chimique.

Le contrôle d'enquête est mis en œuvre pour rechercher les causes d'une mauvaise qualité en l'absence de réseau opérationnel, ou bien pour évaluer l'ampleur et l'incidence d'une pollution accidentelle.

Le contrôle additionnel est destiné à vérifier les pressions qui s'exercent sur les zones « protégées », c'est-à-dire les secteurs où des activités déjà soumises à une réglementation européenne sont exercées (ex. : zones conchyliques, Natura 2000, baignades).

Les éléments de qualité et paramètres associés de la DCE permettant d'évaluer l'état écologique sont les suivants :

- le phytoplancton : biomasse, abondance, composition
- les invertébrés benthiques
- la flore autre que le phytoplancton
 - Macro-algues intertidales
 - Macro-algues subtidales
 - Macro-algues opportunistes (« algues vertes »)
 - Angiospermes (zostères et posidonies)

- Physico-chimie
 - Température
 - Salinité
 - Turbidité
 - Oxygène dissous
 - Nutriments
- Hydromorphologie

Le phytoplancton, la flore autre que phytoplancton, les invertébrés benthiques, la turbidité, l'oxygène dissous et les nutriments sont les paramètres permettant d'évaluer l'eutrophisation dans le cadre de la DCSMM (cf § 1.1.3.8).

Les fréquences d'échantillonnage du contrôle de surveillance, précisé dans l'arrêté du 7 août 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010, sont établies pour chaque éléments de qualité et paramètres ; elles varient suivant les façades et les catégories de masses d'eau (masses d'eau côtières – tableaux 4.47 et 4.48 ou masses d'eau de transition tableaux 4.49 et 4.50).

Tableau 4.47 : Surveillance des éléments de qualité en eaux côtières de l'Atlantique, la Manche et la Mer du Nord. Source : Arrêté du 7 août 2015.

Eléments suivis	Nombre d'années de suivi par plan de gestion	Fréquences des contrôles par année
Phytoplancton	6	12
Angiospermes	6	1
Macro-algues opportunistes	6	3
Macro-algues intertidales	2	1
Macro-algues intertidales	2 (6 pour sites sensibles ou avec forte variabilité naturelle)	1
Invertébrés de substrat meuble	6 (sites d'appui) 2 (autres sites)	1
Turbidité	6	Fonction des besoins de la physico-chimie et de la biologie
Oxygène dissous	6	Minimum 4 (de juin à septembre)
Nutriments	2 (sites OSPAR sans problème) 6 (autres sites)	Minimum 4 de novembre à février)

Tableau 4.48 : Surveillance des éléments de qualité en eaux côtières de Méditerranée. Source : Arrêté du 7 août 2015.

Eléments suivis	Nombre d'années de suivi par plan de gestion	Fréquences des contrôles par année
Phytoplancton	6	12
Angiospermes	2	1
Macro-algues	2	1
Invertébrés de substrat meuble	2	1
Turbidité	6	Fonction des besoins de la physico-chimie et de la biologie
Oxygène dissous	6	Minimum 4 (de juin à septembre)
Nutriments	1	12

Tableau 4.49 : Surveillance des éléments de qualité en eaux de transition de l'Atlantique, la Manche et la Mer du Nord. Source : Arrêté du 7 août 2015.

Éléments suivis	Nombre d'années de suivi par plan de gestion	Fréquences des contrôles par année
Phytoplancton	6	12
Angiospermes	6	1
Macro-algues opportunistes	6	3
Macro-algues intertidales	2 (tous les 3 ans)	1
Macro-algues intertidales	2 (tous les 3 ans)	1
Invertébrés de substrat meuble	2 (tous les 3 ans)	1
Turbidité	6	Fonction des besoins de la physico-chimie et de la biologie
Oxygène dissous	6	Minimum 4 (de juin à septembre)
Nutriments	2 (sites OSPAR sans problème) 6 (autres sites)	Minimum 4 de novembre à février)

Tableau 4.50 : Surveillance des éléments de qualité en eaux de transition en Méditerranée. Source : Arrêté du 7 août 2015.

Éléments suivis	Nombre d'années de suivi par plan de gestion	Fréquences des contrôles par année
Phytoplancton	6 (bras du Rhône)	12
	2 (lagunes)	3 (tous les mois de juin à août)
Macro-algues et angiospermes	2	1
Invertébrés de substrat meuble	2	1
Turbidité	6 (bras du Rhône)	12
	2 (lagunes)	3
Oxygène dissous	6 (bras du Rhône)	12
	2 (lagunes)	3
Nutriments	1 (bras du Rhône)	12
	2 (lagunes)	3

Le tableau 4.51 présente le nombre de stations de surveillance (contrôle de surveillance et contrôle opérationnel) par bassin hydrographique pour les éléments de qualité et l'hydrologie de la DCE (coordination DCE – Ifremer).

Tableau 4.51: Nombre des stations du contrôle de surveillance et du contrôle opérationnel par bassin hydrographique en France (* en nombre de masses d'eau). Données Ifremer.

Bassin	Hydrologie	Phytoplancton	Angiospermes	Benthos substrat meuble	Macroalgues fixées	Macroalgues opportunistes	Macrophytes (lagunes)
Rhône Méditerranée Corse	30	31	32	36	15*		19*
Adour Garonne	15	13	9	30	6	4	
Loire Bretagne	60	60	16	41	64	53	
Seine Normandie	19	19	7	16	12	10	
Artois Picardie	4	4	0	13	3		
Total	128	127	64	136	85	67	0

4.2.3.6.3.Méthode d'évaluation

Chaque élément mesuré permet de calculer un indicateur qui est ensuite transformé en EQR (Ecological Quality Ratio) allant de 0 à 1. En fonction d'une grille³³ propre à chaque élément et type de masse d'eau, les EQR obtenus sont classés suivant 5 catégories (très bon, bon, moyen, médiocre et mauvais) pour les

³³ Arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement.

indicateurs physico-chimiques et biologiques et 2 catégories (très bon et bon) pour les indicateurs hydromorphologiques.

L'agrégation des éléments de qualité pour évaluer une masse d'eau s'effectue suivant l'arbre de décision de la Figure 4.99.

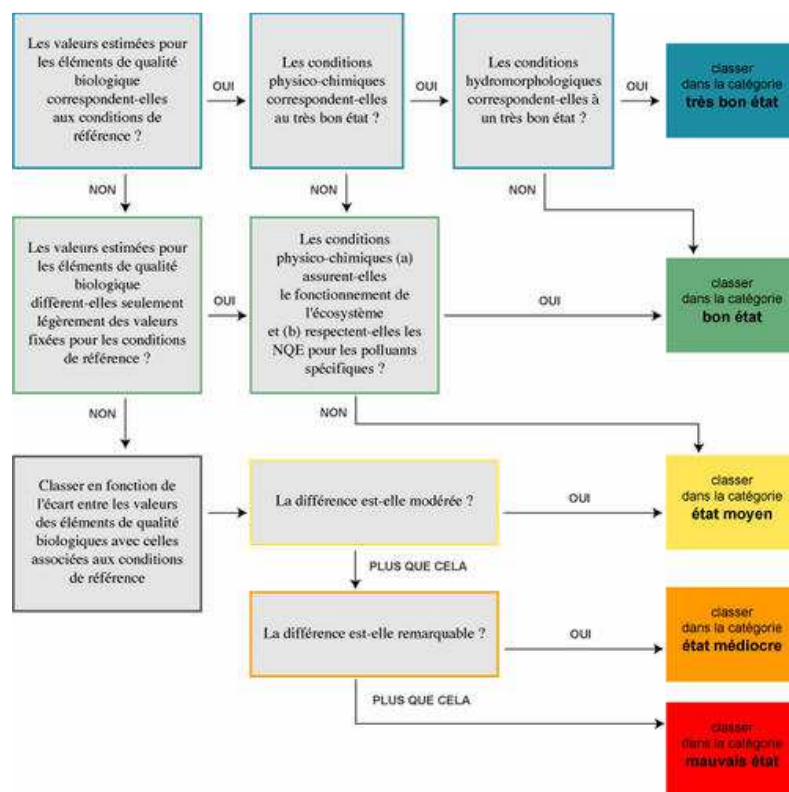


Figure 4.99. Agrégation des éléments de qualité dans la classification de l'état écologique. Source : http://envlit.ifremer.fr/surveillance/directive_cadre_sur_l_eau_dce/etat_ecologique.

La Directive Cadre Eau prévoit une procédure destinée à assurer la comparabilité des résultats des contrôles biologiques de la qualité des eaux de surface entre les Etats membres. Ces travaux sont menés dans le cadre d'exercice d'intercalibration. Les états membres sont répartis en groupes d'intercalibration géographiques (GIG) qui rassemblent ceux partageant des types déterminés de masses d'eau de surface. Dans ce contexte, l'exercice d'intercalibration est réalisé au niveau de chaque élément de qualité biologique et consiste à comparer les résultats de classification des systèmes de contrôles nationaux, et ce pour chacun des types communs définis à l'échelle des GIG.

Trois exercices d'intercalibration ont été conduits depuis 2004. Les 2 premiers ont fait l'objet de 2 décisions de l'Union Européenne, la première publiée en 2008 (décision 2008/915/CE) abrogée par la seconde (décision 2013/480/UE). Le troisième exercice est toujours en cours (Poikane et al., 2014).

4.2.3.6.4. Stockage des données

Les données nécessaires aux évaluations DCE sont bancarisées dans Quadrig2 désigné par le ministère en charge de l'environnement comme **le système d'information de référence** pour les eaux littorales dans le cadre de la DCE (http://www.ifremer.fr/quadrig2_support/).

4.2.3.7. La Directive Cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)

4.2.3.7.1.Introduction

L'objectif ambitieux de la Directive-Cadre Stratégie pour le Milieu Marin de l'Union européenne est de protéger plus efficacement l'environnement marin à travers l'Europe. La Directive Marine a été adoptée le 17 Juin 2008 (EC, 2000b). La Commission a produit en 2010 (EC, 2010) un document détaillant un ensemble de critères et indicateurs pour aider les États Membres à mettre en place la Directive Marine. Plus d'informations sur cette Décision de la Commission peuvent être trouvées sur la page du Bon Etat Ecologique (http://ec.europa.eu/environment/marine/good-environmental-status/index_en.htm).

Les pays membres sont : l'Autriche, la Belgique, la Bulgarie, Chypre, la République Tchèque, l'Allemagne, le Danemark, l'Estonie, la Grèce, l'Espagne, la Finlande, la France, la Hongrie, l'Irlande, l'Italie, la Lituanie, le Luxembourg, la Lettonie, Malte, les Pays-Bas, la Pologne, le Portugal, la Roumanie, la Suède, la Slovaquie, la Slovaquie, le Royaume-Uni, la Croatie. L'emprise géographique de la DCSMM va de la ligne de côte de tous ces pays côtiers (Figure 4.100) jusqu'à leur ligne des 200 mille nautique.

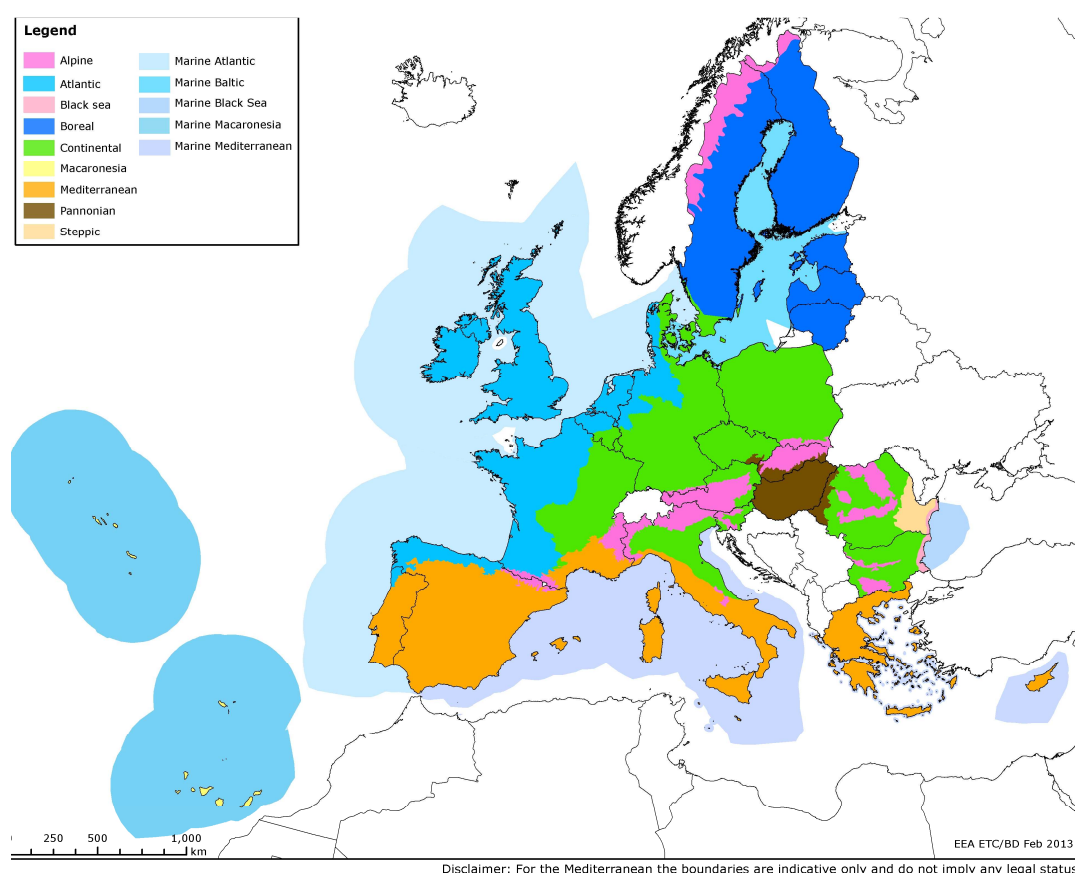


Figure 4.100. Mers régionales et sous-régions définies pour la DCSMM. Source : http://bd.eionet.europa.eu/activities/Reporting/Article_17/reference_portal.

4.2.3.7.2.Programme de surveillance

Au sein de la DCSMM le programme de surveillance de l'eutrophisation a pour finalité de suivre l'évolution de ce processus dans le milieu marin. Il nécessite de suivre les pressions (apports de nutriments par l'atmosphère et par les fleuves et rivières), les conditions météorologiques, hydrodynamiques, hydrologiques et physico-chimiques et les effets directs et indirects de

l'eutrophisation sur les compartiments pélagiques et benthiques (phytoplancton, macroalgues, herbiers, zoobenthos).

Le programme de surveillance de l'eutrophisation est composé de 8 sous-programmes :

- 1 : Hydrodynamisme et hydrologie
- 2 : Physico-chimie
- 3 : Phytoplancton
- 4 : Macroalgues et herbiers de phanérogames
- 5 : Apports fluviaux en nutriments
- 6 : Marées vertes
- 7 : Météorologie
- 8 : Apports atmosphériques en nutriments.

Ce programme est relativement bien couvert par les suivis existants en zone côtière, mais des adaptations sont parfois nécessaires en matière de fréquence d'échantillonnage, de couverture spatiale (extension vers le large), de seuils (notamment pour les eaux du large). Pour le premier cycle de la surveillance, ces adaptations et évolutions concerneront en priorités les sous-programmes 5 et 6. Certains sous-programmes sont communs à plusieurs programmes, donc à plusieurs descripteurs (exemple du sous-programme 3 Phytoplancton, commun entre le Programme Eutrophisation et le Programme Habitats Pélagiques).

Lefebvre (2013) 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, a proposé différents scénarii de surveillance. Ce document a servi de base afin de proposer pour chaque Sous-Région Marine un programme de surveillance, élément du Plan d'Action pour le Milieu Marin (PAMM) (Devreker and Lefebvre, 2016a). Ces programmes de surveillance sont consultables à l'adresse : <http://sextant.ifremer.fr/fr/web/dcsmm/pamm/programme-de-surveillance;jsessionid=C331D0A76C0A2F810F7FAB05EB54971B>.

4.2.3.7.3.Méthode d'évaluation

La DCSMM définit le bon état écologique à travers 11 descripteurs environnementaux (approche écosystémique, intégrée) permettant d'évaluer son atteinte ou sa non-atteinte. Le descripteur 5 représentant l'eutrophisation. Pour ce descripteur 5, les 3 critères et les 8 indicateurs retenus (Décision 2010/477/UE) sont présentés dans le tableau 4.52. Les conditions générales d'application de ces critères sont précisées dans la partie A de l'annexe à la décision. Il est clairement indiqué que « pour la plupart des critères, les évaluations et les méthodologies à employer doivent tenir compte et, le cas échéant, être dérivées de celles qui s'appliquent en vertu de la législation existante de l'Union européenne.

Tableau 5.52. Les critères et les indicateurs du BEE pour le descripteur 5 (D5) lié à l'eutrophisation. Source : décision 2010/477/UE.

5.1. Teneurs en nutriments

- Concentration en nutriments dans la colonne d'eau (5.1.1)
- Taux des nutriments, le cas échéant (5.1.2)

5.2. Effets directs de l'enrichissement en nutriments

- Concentration en chlorophylle dans la colonne d'eau (5.2.1)
- Transparence de l'eau en liaison avec une augmentation de la quantité d'algues en suspension, le cas échéant (5.2.2)
- Abondance d'algues macroscopiques opportunistes (5.2.3)
- Modification des espèces dans la composition de la flore, comme le rapport diatomées/flagellés, le basculement des espèces benthiques aux espèces pélagiques, ainsi que la floraison d'espèces sources de nuisance ou la prolifération d'algues toxiques (par exemple, cyanobactéries), causée par les activités humaines (5.2.4)

5.3. Effets indirects de l'enrichissement en nutriments

- Abondance des algues et herbiers pérennes (par exemple, fucacées, zostères et posidonies), perturbés par la diminution de la transparence de l'eau (5.3.1)
- Oxygène dissous, c'est-à-dire changements dus à un accroissement de la décomposition de matière organique et de la superficie de la zone concernée (5.3.2)

Cette décision 2010/477 a été revue en 2016 ; elle a été adoptée le 11 novembre 2016. Pour le descripteur 5 (D5) les catégories ont été revues. Il est ainsi proposé de considérer des critères (C) primaires et secondaires (Europe, 2016) (les critères primaires sont soulignés) :

D5C1 : Niveau de concentration des nutriments (NID, PID, NT, PT)

D5C2 : Concentration en chlorophylle-*a* dans la colonne d'eau

D5C3 : Occurrence des blooms d'algue toxique due à un enrichissement en nutriment

D5C4 : Transparence de l'eau

D5C5 : Concentration en oxygène dissous au fond

D5C6 : Changement dans la biomasse des macroalgues opportunistes dû à un enrichissement en nutriment

D5C7 : Changement de l'abondance et de la profondeur de distribution des algues et plantes aquatiques dû à un enrichissement en nutriment et à un changement de la transparence de l'eau

D5C8 : Changement de composition spécifique des espèces benthiques typiques

Au niveau de l'application des seuils, des métriques et des échelles d'évaluation, la DCSMM préconise pour l'instant (travaux en cours) d'utiliser les résultats issus de la DCE au niveau côtier (<1 mille nautique) et de se référer aux travaux des conventions régionales au-delà de la ligne des 1 mille nautique.

Ainsi l'on considère que l'évaluation de l'atteinte ou la non-atteinte du bon état écologique doit être basé sur la DCE pour les eaux côtières, alors les seuils retenus actuellement pour une partie des paramètres (EU, 2013b) sont repris dans le tableau 4.53.

Tableau 4.53. Seuils DCE par type de masse d'eau pour la concentration en chlorophylle-a ($\mu\text{g.l}^{-1}$), le phytoplancton (EQR ou densité) et les macroalgues et angiospermes (EQR). Source : EU, 2013b.

Type de masse d'eau	Chla ($\mu\text{g.l}^{-1}$, P90)	Phytoplancton (EQR ou densité)	Macroalgues et angiospermes (EQR)	Type de masse d'eau	Chla ($\mu\text{g.l}^{-1}$, P90)	Phytoplancton (EQR ou densité)	Macroalgues et angiospermes (EQR)
NEA 1/26a				BC3			
France	10		0.6	Estonie			0.86
Irlande	10			Finlande			0.79
Norvège	5			BC7			
Espagne Sud	10			Allemagne		0.6	
Espagne Nord-Est	3			Pologne		0.6	
Espagne Nord-Centre	6			BC8			
Royaume-Unis	10			Danemark		0.6	
NEA1/26b				Allemagne		0.6	
Belgique	15			BC9			
France	15			Estonie	2.7		
Pays-Bas	15			Finlande	2.3		
Royaume-Unis	15			Suède	1.8		
NEA3/4				Med Type II-A			
Allemagne	11-15			France	3.58	0.53	
Pays-Bas	15-21			Espagne	3.58	0.53	
NEA1/26e				Italie	2.19	0.59	
Portugal	9-12			Med Type II-A Adriatique			
Espagne	9-12			Italie	3.81	0.58	
NEA9				Slovénie	3.81	0.58	
Norvège	5			Med Type Iles-W			
Suède	5			France	1.20	0.50	
NEA10				Espagne	1.20	0.50	
Norvège	6			Med Type III-W			
Suède	6			France	1.80	0.50	
NEA1/26c				Espagne	1.80	0.50	
Danemark	7.5			Med Type III-E			
Allemagne	7.5			Chypre	0.40	0.20	
BC1				Grèce	0.40	0.20	
Finlande	2.2						
Suède	2.0						

Les méthodes d'intégration (combinaison des informations des différents indicateurs) et d'agrégation (combinaison des informations au niveau spatial pour un indicateur) sont en cours de discussion dans les groupes de travail européens et nationaux.

4.2.3.7.4. Stockage des données

Les réflexions sont en cours pour définir les modalités de bancarisation et d'utilisations des différentes sources de données nécessaire afin de répondre aux besoins de la DCSMM.

4.2.3.8. Hétérogénéité et efforts d'harmonisation des approches d'évaluation

4.2.3.8.1. Hétérogénéité des approches d'évaluation de l'eutrophisation

Ces directives et conventions à l'échelle Européenne agissent parfois sur un même territoire, amenant certains pays comme la France à gérer jusqu'à 4 directives/conventions dans leur eaux côtières (Figures 4.101 et 4.102).

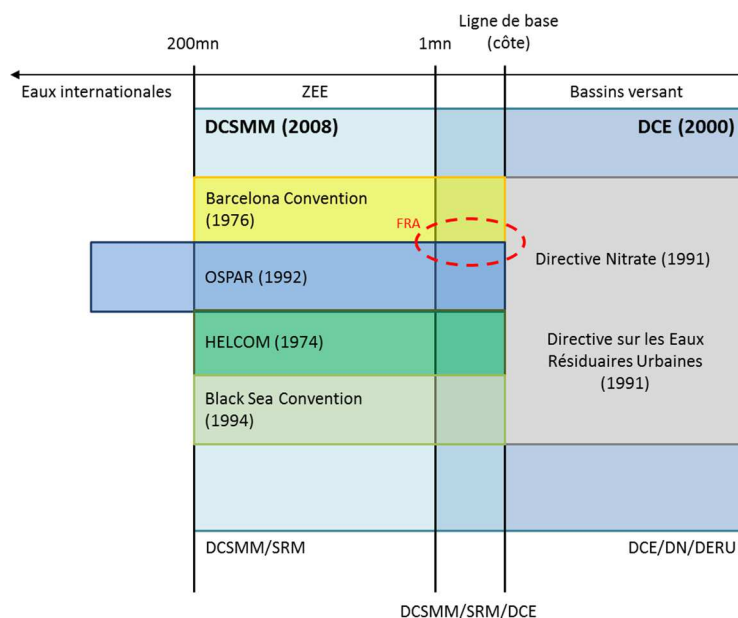


Figure 4.101. Emprises spatiales des différentes Conventions Régionales et Directives Européennes. Certains pays comme la France sont amenés à gérer jusqu'à 4 directives/conventions dans leur eaux côtières (cercle en pointillés rouges). nm = mille nautique. Source : (Devreker and Lefebvre, 2016b).

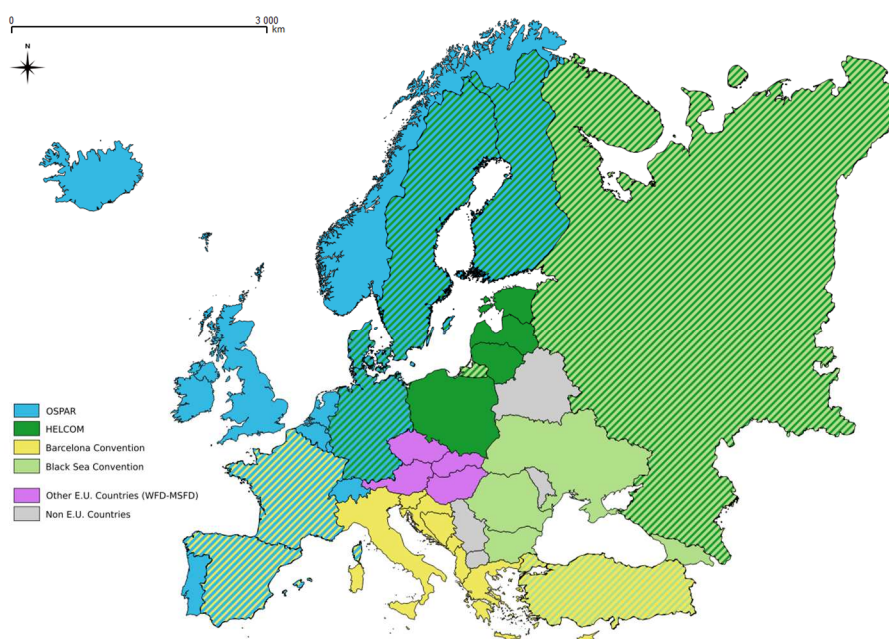


Figure 4.102. Zone de mise en œuvre des Conventions Régionales et Directives Européennes dans les différents pays européens et limitrophes. Source (Devreker and Lefebvre, 2016b).

Le tableau 4.54 illustre les différentes méthodes permettant d'évaluer l'ampleur et les effets de l'eutrophisation en milieu côtier et marin dans le cadre de la mise en œuvre de ces différentes directives et conventions à l'échelle Européenne (Borja et al., 2008; Ferreira et al., 2011).

*Tableau 4.54. Revue des différentes méthodes et indicateurs biologiques associés, en lien avec l'évaluation de l'état des masses d'eaux au regard de l'eutrophisation. TRIX : TRopical IndeX for marine systems; EPA NCA : United States Environmental Protection Agency National Coastal Assessment ; ASSETS : ASSESment of Estuarine trophic Status ; LWQI : Lake Water Quality Index ; TWQI : Transitional Water Quality Index ; OSPAR COMPP : OSPAR Comprehensive Procedure ; WFD : Water Framework Directive ; HELCOM HEAT : HELCOM Eutrophication Assessment Tool ; STI : Statistical Trophic Index; C : concentrations en Carbone ; DIN : concentration en azote inorganique dissous ; DIP : concentration en phosphore inorganique dissous ; TN : concentration en azote total ; TP : concentration en phosphore total. * Indicateur ajouté par ICG COMP ; ** note de ICG COMP : paramètres recommandés mais ne faisant pas partie du set de paramètres harmonisés ; ^ WFD : la DCE ne fournit pas de méthodes exclusives pour l'évaluation de l'eutrophisation. L'objectif est d'évaluer l'état écologique des masses d'eau côtières avec l'utilisation d'éléments biologiques de qualité (indicateurs biologiques) soutenus par des éléments physico-chimiques de qualité (indicateurs physico-chimiques). Modifié d'après Palialexis et al. 2014, adapté de Ferreira et al. 2011 et OSPAR 2012.*

Méthodes	Indicateurs Biologiques									
	Indicateur d'espèces benthiques	Invertébrés benthiques	Chlorophylle	Bloom algues toxiques	Macroalgues	Macrobenthos	Phytoplancton	Indicateur d'espèces phytoplanctoniques	Production primaire	Herbiers
TRIX			X							
EPA NCA Water Quality Index			X							
ASSETS			X	X	X					X
LWQI/TWQI			X		X					X
OSPAR COMPP	X*		X		X			X		X
WFD^		X	X		X		X			X
HELCOM HEAT		X	X	X	X				X	X
STI			X						X	
Méthodes	Indicateurs Physico-chimiques									
	C	DIN	DIP	Oxygène dissous	Matière organique sédiment	Azote sédiment	SRP	TN	TP	Transparence de l'eau
TRIX		X		X					X	
EPA NCA Water Quality Index		X	X	X						X
ASSETS				X						
LWQI/TWQI		X	X	X						
OSPAR COMPP		X	X	X				X**	X**	
WFD^		X	X	X				X	X	X
HELCOM HEAT	X	X	X	X				X	X	X
STI			X	X						

Ces méthodes diffèrent par le nombre de critères ou indicateurs assimilés, par les règles d'intégration de ces indicateurs.

Seul l'indice trophique STI (Ignatiades, 2005) ne correspond pas à une intégration proprement dite des variables lesquelles sont analysées individuellement et redimensionnées par rapport à des valeurs trophiques de référence.

L'indice TRIX a été introduit par (Vollenweider, 1998) et représente une combinaison linéaire du logarithme de 4 indicateurs, représentatifs des causes (nutriments), effets directs (chlorophylle) et effets indirects (oxygène). Une version revue et corrigée de TRIX (Pettine et al., 2007) a été adoptée par l'Italie pour classer ses eaux côtières dans le cadre de la directive cadre sur l'eau (DCE).

L'indice de qualité de l'eau (WQI), mis en place par l'agence américaine pour la protection de l'environnement (EPA) à travers le programme national d'évaluation des zones côtières (NCA), combine le statut de 5 indicateurs (tableau 4.54), chacun étant pondéré de manière égale.

La méthode ASSETS (Bricker et al., 2003) interagit avec la précédente pour répondre aux obligations de la directive américaine '*Clean Water Act*' de 1972, modifiée en 2002. Cette méthode a 3 composantes : i) une évaluation du facteur de pression combinant la charge en nutriments et la capacité du système à diluer le flux de nutriments ; ii) une évaluation du statut environnemental basée sur 5 variables ; iii) une évaluation de la réponse du système en tenant compte de la sensibilité du système et de la charge nutritive prévue. Au final, ces 3 composantes sont intégrées en une classification unique des eaux côtières en 5 catégories, à l'image de la classification adoptée en Europe par la DCE.

L'indice de qualité des eaux lagunaires (LQWI) et des eaux de transition (TWQI) a été développé par (Giordani et al., 2009) pour évaluer l'eutrophisation dans le cas de milieu aquatique peu profond où la végétation benthique pèse significativement sur la production primaire (les méthodes type TRIX ne sont pas appropriées dans ces milieux). Chacun des 6 indicateurs préconisés par la méthode (tableau 4.54) sont transformés en valeur de qualité grâce à des fonctions non-linéaires établies au préalable. L'indice de qualité LWQI/TWQI est calculé à partir de la somme des valeurs de qualité en tenant compte du poids relatif de chaque variable dans cette évaluation.

Pour la région OSPAR, l'eutrophisation est évaluée à partir d'une Procédure Commune qui comprends 2 étapes (OSPAR, 2013): i) un premier dépistage (criblage) descriptif des zones n'ayant de toute évidence pas de problèmes d'eutrophisation ; ii) une Procédure Compréhensive sur les autres zones impliquant des critères quantitatifs d'évaluation. Ces critères/indicateurs (tableau 4.54) sont regroupés en 3 catégories reflétant le degré d'enrichissement en sels nutritifs, les effets directs, et les effets indirects. L'intégration des variables est appliquée sur l'ensemble des catégories suivant un schéma de cause à effet.

Comme pour OSPAR, l'évaluation de l'eutrophisation en mer Baltique (HELCOM, 2014) est basée sur des indicateurs regroupés en 3 catégories : niveaux nutritifs, effets directs, et effets indirects. Cette évaluation se fait grâce à l'outil HEAT 3.0 (Andersen et al., 2015; Fleming-Lehtinen et al., 2015) qui intègre les indicateurs de chaque catégorie suivant une moyenne pondérée, et utilise le principe '*one-out-all-out*' entre les catégories pour déterminer le statut final d'eutrophisation. L'évaluation du statut écologique résultant de la DCE est utilisée autant que possible pour décrire l'état trophique en zone côtière.

Au sein d'une même directive, il existe ensuite une grande variabilité de méthodologies entre les pays contractants. A titre d'exemple, l'évaluation initiale du descripteur 'eutrophisation' rapportée par les états membres de l'UE dans le cadre de la DCSMM montre une grande variété de méthodologies utilisées pour chaque indicateur (Tableau 4.55), que ce soit pour l'évaluation de l'état initial (Article 8), la définition du bon état environnemental (Article 9), ou l'identification des valeurs seuils (Article 10).

Tableau 4.55. Méthodes utilisées pour mesurer les différents indicateurs du descripteur « eutrophisation » de la DCSMM. Modifié d'après (Palialexis et al., 2014).

Critères	Indicateur	Nombre de méthodes rapportées	% d'Etats membres ayant rapporté l'indicateur	Méthode la plus fréquente
(selon EU 2010)				
5.1	5.1.1	16	100	DIP & DIN
	5.1.2	2	50	Rapport N:P
5.2	5.2.1	3	100	Chlorophylle-a
	5.2.2	2	70	Transparence de l'eau
	5.2.3	3	40	Macroalgues opportunistes
	5.2.4	11	70	Changement pélagique
5.3	5.3.1	6	75	Algues pérennes
	5.3.2	8	80	Oxygène dissous

La pluralité de ces méthodes et des variables pouvant être pris en considération dans l'évaluation des phénomènes d'eutrophisation (variables chimiques, biologiques, écologiques ; voir (Karydis, 2009)) s'explique en partie par des différences régionales à la fois en terme de vulnérabilité / sensibilité morphodynamique des systèmes côtiers et de la nature des écosystèmes en place. D'après (Hakanson, 2008), la capacité réceptrice et de rétention d'une zone côtière à l'apport de nutriments est contrôlée par la topographie générale de la zone, son degré d'ouverture vers le large, et du rapport dynamique qui tient compte à la fois de la surface de la zone et de la profondeur moyenne. Ces 3 caractéristiques morphologiques ont contribué à établir un indice de sensibilité à l'eutrophisation (Hakanson, 2008) (Tableau 4.56).

Tableau 4.56. Indice de sensibilité à l'eutrophisation. Source : Hakanson, 2008.

<i>Classes</i>	<i>Indice de sensibilité (IS)</i>
Fortement sensible	IS > 50
Très sensible	10 < IS < 50
Sensible	5 < IS < 10
Peu sensible	1 < IS < 5
Pas sensible	IS < 1

Utilisant une modélisation hydrodynamique, (Druon et al., 2004) avaient déjà développé deux indices liés à l'eutrophisation côtière : i) indice de sensibilité lié à l'environnement physique (PSA) qui mesure la capacité des processus physiques à modifier la production et l'assimilation de la matière organique dans la colonne d'eau ; ii) indice EUTRISK (ou OXYRISK ; (Djavidnia et al., 2005) lié à une dégradation de la matière organique. La cartographie de ces 2 indices permet une visualisation directe de la disparité des côtes européennes en terme d'eutrophisation (Figure 4.103).

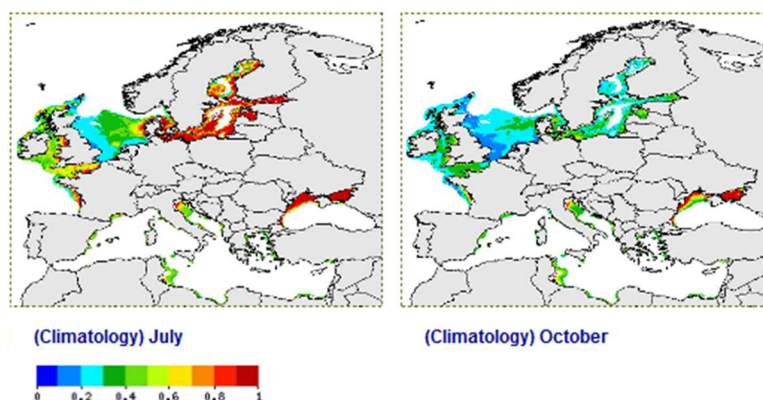


Figure 4.103. Carte de l'indice OXYRISK estimée pour les mers européennes, zone côtière limitée à une profondeur $\leq 100\text{m}$. Cet indice mesure la probabilité d'observer une réduction ou absence d'oxygène en profondeur. Source : <http://mcc.jrc.ec.europa.eu/emis/>.

Sur le plan régional, ces cartes montrent de toute évidence la prédisposition de la mer Baltique et mer Noire aux problèmes d'eutrophisation par rapport à la Méditerranée et la façade Atlantique. A ces aspects plutôt physiques s'ajoutent des différences locales et régionales des écosystèmes en place, et des organismes dont la tolérance aux variations de concentration en sels nutritifs varie. Enfin, sans compter le facteur anthropique, les bassins hydrographiques retiennent une concentration naturelle différente de nutriments amenant à des conditions trophiques différentes des systèmes aquatiques attenants. L'ensemble de ces caractéristiques physiques, morphologiques et biologiques doit être pris en compte dans l'évaluation de l'eutrophisation, et peut justifier dans une certaine mesure le choix des indicateurs ou le calcul des seuils.

4.2.3.8.2. Les efforts d'harmonisation mis et à mettre en œuvre

La multiplication de ces directives et conventions à l'échelle Européenne soulève un besoin d'harmonisation des différentes approches de la surveillance/protection.

Des stratégies ont été mises en place par l'intermédiaire de groupes thématiques d'experts nationaux ou projets (par ex. Comité substances dangereuses et eutrophisation d'OSPAR ; projets HELCOM EUTRO-PRO, EUTRO-OPER) ayant pour but d'établir une certaine harmonisation ou cohérence au niveau régional dans le suivi et l'évaluation des problèmes liés à l'eutrophisation.

Avec la DCE, de nombreux ateliers de travail ont été consacrés à une harmonisation des méthodes d'évaluation et de l'utilisation de 'standards' pour établir la classification du statut écologique des eaux de surface. Ces discussions sont résumées dans un guide / manuel préparé d'un commun accord entre la Commission européenne et les états membres (EC, 2009), avec notamment des indications concernant i) un cadre conceptuel unique pour appréhender l'eutrophisation dans toutes les catégories de bassins aquatiques ; ii) une interprétation cohérente entre les différentes directives européennes (principalement DCE, DERU, et DN) et les politiques internationales (par ex. OSPAR, HELCOM, UNEP-MAP) ; iii) une solide compréhension de l'eutrophisation dans le contexte de la DCE et du statut écologique.

Au niveau pratique, cette tendance à une meilleure harmonisation du suivi de l'eutrophisation est renforcée par un exercice d'intercalibration conduit dans le cadre de la DCE et regroupant tous les états membres de l'Union Européenne, visant à une plus grande cohérence et comparabilité des seuils de classification (Carletti and Heiskanen, 2009). Cet exercice est à la base d'une Décision de la Commission

européenne (EU, 2013a) par laquelle les états membres doivent se conformer aux résultats de cette intercalibration et appliquer les seuils préconisés entre un très bon et bon état écologique, et entre un bon et moyen état écologique.

Par ailleurs, bien que les méthodes utilisées pour évaluer le niveau d'eutrophisation diffèrent souvent d'un pays à l'autre, il existe malgré tout des indicateurs et méthodes de mesure standard associées (Piha and Zampoukas, 2011) qui pourraient former un set d'indicateurs primaires obligatoires pour assurer un niveau minimum de cohérence entre les différentes méthodologies. Certains indicateurs comme la concentration en chlorophylle, en sels nutritifs, et dans une certaine mesure la concentration en oxygène sont les plus utilisés par les états membres. Cette option a été proposée par un groupe de travail d'experts européens sur la révision de la Décision de la Commission sur les critères et standards méthodologiques pour un bon statut environnemental des eaux marines. Le rapport de cet atelier (Palialexis et al., 2016) met en valeur un nombre de mesures qui pourraient augmenter le niveau de comparabilité et cohérence des évaluations de l'eutrophisation à l'échelle régionale et européenne. Par exemple :

- Une suite d'indicateurs 'primaires' communs pour toutes les mers européennes (concentration en nutriments, chlorophylle, oxygène dissous) et d'autres indicateurs 'secondaires' exprimant les caractéristiques spécifiques des régions (transparence de l'eau, bloom d'algues toxiques, abondance de macro-algues opportunistes, algues pérennes ou herbiers, macrofaune benthique) ;
- Réutilisation directe du statut écologique évalué dans le cadre de la DCE pour le rapport DCSMM en zone côtière (dans la mesure où l'évaluation de la DCE indique clairement une pression par les nutriments) ;
- Recommandation d'appliquer (en zone côtière) et même d'extrapoler les seuils préconisés par la DCE entre bon et moyen état écologique pour les limites du bon état environnemental de la DCSMM.

Malgré la nécessité de poursuivre les efforts d'harmonisation entre les conventions et directives à l'échelle européenne, les mesures réalisées jusqu'à présent témoignent d'une cohérence entre les différentes évaluations (Tableau 4.57). Ce tableau propose une synthèse des résultats acquis via différents systèmes d'évaluation (OSPAR, DCE et DCSMM). Le niveau d'agrégation des masses d'eaux, de la DCE vers la DCSMM en passant par OSPAR, est tel qu'il y aura déclassement de grandes zones si elles contiennent des masses d'eaux dont la qualité n'est pas acceptable au regard de l'eutrophisation. Cette agrégation permet d'avoir une vision générale de la qualité au regard de l'eutrophisation à grande échelle spatiale et de zoomer jusqu'au niveau de la masse d'eau DCE pour identifier les facteurs déclassants et prendre les mesures qui s'imposent.

Ce tableau permet également de constater que malgré la tendance à la diminution des flux de phosphore et en l'absence de tendance quant aux flux de nitrate, les zones impactées par des effets directs et/ou indirects de l'eutrophisation sont encore nombreuses le long du littoral français.

Tableau 4.57. Comparaison entre les résultats des évaluations OSPAR COMP3, DCE (WFD) et DCSMM (MSFD) (Évaluation Initiale). Les paramètres déclassants sont indiqués entre parenthèses (WFD areas : identifiant DCE des masses d'eaux). NPA : Non Problem Area – PA : Problem Area – PPA : Potential Problem Area. Source : Devreker & Lefebvre, 2016.

MSFD French Coastal Areas	MSFD Initial Status (Target Area 2011)	OSPAR Zones	OSPAR COMP3 Classif. (2006-2014)	WFD Areas	WFD Quality status (2006-2011)
Belgium Coast – Seine estuary	Target area in regard of Eutrophication (High Productivity)	1	PA (Chla + Phyto.)	FRAC01	Moderate (Phyto.)
				FRAC02	Moderate (Phyto.)
		2	PA (Nut.+ Chla + Phyto.)	FRAC03	Bad (Phyto + Macro. Sub.)
				FRAC04	Moderate (Phyto.)
				FRAC05	Moderate (Phyto.)
				FRAT01	Poor (Phyto.)
		3	NPA	FRHC18	Good
				FRHC17	Good
		4	PA (Nut.+ Chla + Tox.)	FRHC16	Moderate (Phyto.)
				FRHT03	Poor (Fish)
				FRHC15	Moderate (Phyto.)
Côte Fleurie - St Vaast La Hougue	Target area in regard of Eutrophication (High Productivity + Ulva blooms)	5	PA (Bloom Macro.)	FRHC14	Good
				FRHC13	Poor (Bloom Macro.)
				FRHC12	Moderate (Bloom Macro.)
				FRHC11	High
		6	PPA (Tox.)	FRHC10	Good
				FRHT06	Moderate (Fish)
				FRHC09	Good
				FRHC08	Moderate (Bloom Macro.)
Cherbourg - Mont St Michel	Not Target area in regard of Eutrophication (one secondary importance area for macrophytes blooming at Barfleur)	7	NPA	FRHC07	Good
				FRHC60	High
				FRHC61	Good
				FRHC05	High
		8	NPA	FRHC04	Good
				FRHC03	Good
				FRHC01	Good
		9	NPA	FRHC02	Good
				FRHT05	Good
				FRGC01	Good
North and West Brittany	Target area in regard of Eutrophication (multiple primary	10	PA (Bloom Macro.)	FRGT02	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGC03	Unknown

South Brittany - Noirmoutier	importance area for macrophytes blooming)	11	PA (Bloom Macro.)	FRGC05	Poor (Bloom Macro.)
				FRGC06	Good
		12	PPA (Bloom Macro.)	FRGC07	Good
				FRGT03	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGT04	Good
		13	PA (Bloom Macro. + Tox.)	FRGC08	Good
				FRGC09	High
				FRGC10	Poor (Bloom Macro.)
				FRGC11	Good
				FRGC12	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGT06	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGT07	Moderate (Bloom Macro.)
		14	NPA	FRGC13	Good
				FRGT08	Good
				FRGT09	Good
		15	PPA (Tox.)	FRGC18	Good
				FRGC17	Good
		16	PPA (Tox.)	FRGC16	Good
				FRGT10	Good
				FRGT11	Good
				FRGT12	Good
		17	PA (Phyto. + Bloom Macro. + Tox.)	FRGC20	Moderate (Bloom Macro.)
	Target area in regard of Eutrophication (High Productivity + multiple primary importance are for macrophytes blooming)	18	PPA (Tox.)	FRGC24	High
				FRGC26	Good
		19	NPA (Bloom Macro. + Tox.)	FRGC28	Good
				FRGC29	Poor (Bloom Macro.)
				FRGT14	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGT15	Good
				FRGT16	Good
				FRGT17	Good
		20	NPA (Bloom Macro. + Tox.)	FRGT18	Moderate (Fish)
				FRGT19	Good
				FRGT20	Moderate (Bloom Macro.)

				FRGT21	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGC32	Good
				FRGC33	Good
				FRGC34	Good
				FRGC35	Good
				FRGC37	High
		21	PPA/NPA	FRGC42	Good
				FRGC36	Good
				FRGC38	Good
				FRGT22	Good
		22	PA (Bloom Macro.)	FRGC39	Moderate (Bloom Macro.)
				FRGT23	Good
				FRGT24	Poor (Bloom Macro.)
				FRGT25	Good
		23	PA (Chla + Phyto. + Tox.)	FRGC45	Moderate (Phyto.)
				FRGC44	Poor (Macrophyte + Phyto.)
				FRGT26	Good
				FRGT27	Good
		24	PPA (Chla)	FRGC46	Moderate (Phyto.)
				FRGT28	Moderate (Fish)
				FRGC48	Moderate (Benthos + Macro)
Vendée	Not Target area in regard of Eutrophication	25	NPA	FRGC47	Good
				FRGC49	Good
				FRGC50	Poor (Macro Sub.)
				FRGC51	High
Pertuis Breton - Gironde	Target area in regard of Eutrophication (High Productivity + one primary importance area for macrophytes blooming at Ile de Ré)			FRGC52	High
				FRGC53	Moderate (Macro)
				FRGC54	Good
				FRGT30	Good
				FRGT31	Moderate (Fish)
				FRFC01	Good
				FRFC02	Good

		26	NPA	FRFC03	Good
				FRFT09	Poor (Fish)
Girondine Coast	Not Target area in regard of Eutrophication	27	PPA (Tox.)	FRFC05	Good
Arcachon	Target area in regard of Eutrophication (High Productivity)			FRFC07	Good
				FRFC06	Good
Landes	Not Target area in regard of Eutrophication			FRFC08	High
				FRFC09	Good
Pays Basque	Target area in regard of Eutrophication (High Productivity)	28	NPA	FRFC10	Good
				FRFC11	Good

4.2.3.9. Autres métriques et indicateurs

Considérant la complexité du processus d'eutrophisation (Figure 4.104), il apparaît clairement que tous les paramètres de contrôles, avec effets positifs ou négatifs, ne sont pas pris en compte par les stratégies de surveillance de l'eutrophisation. Les connaissances ainsi acquises ces dernières années sont telles qu'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 (De Jonge and Elliott, 2001).

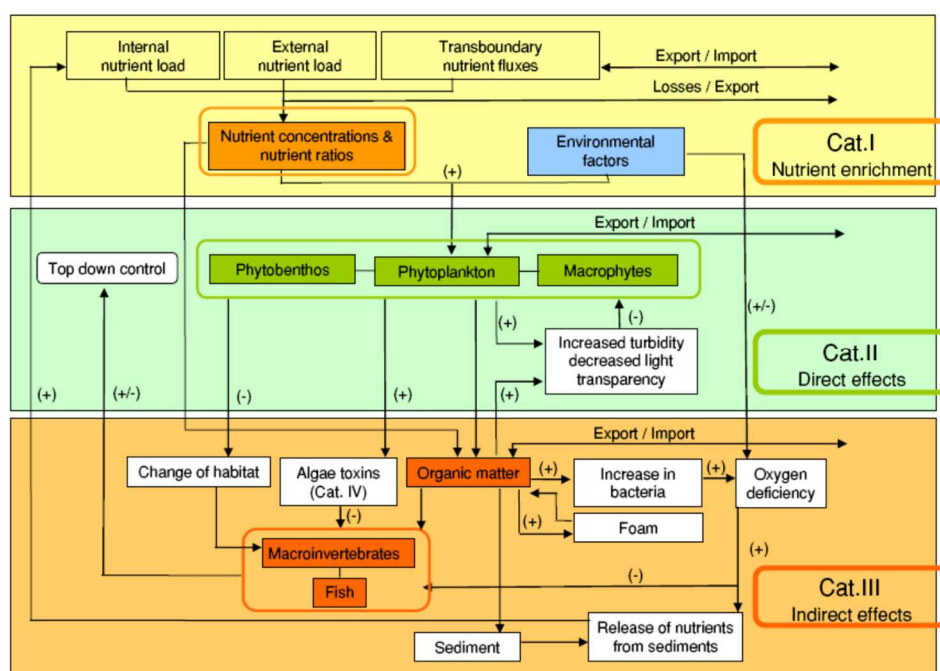


Figure 4.104. Interactions entre les différents éléments impliqués dans le processus d'eutrophisation. (+) renforcement et (-) inhibition du processus. Cat : Catégories de la Procédure Commune d'évaluation de l'état d'eutrophisation d'OSPAR. Source : (Claussen et al., 2009).

L'identification des travaux à poursuivre ou à mettre en œuvre pourra s'inspirer du schéma conceptuel du processus d'eutrophisation développé par OSPAR (Figure 4.104) et du schéma conceptuel de (Elliott and de Jonge, 2002) qui proposent une approche bottom-up des causes et processus en réponse aux apports de nutriments (Figure 4.105a) ou une approche top-down des réponses (Figure 24.105b). Ces figures mettent en évidence les compartiments biologiques, les paramètres, les processus à considérer pour une étude approfondie de l'eutrophisation. Les sections suivantes proposent quelques pistes (bilan non exhaustif) d'indicateurs développés et testés au niveau européen et/ou mondial et qui ont permis ou devraient permettre d'améliorer l'évaluation de l'eutrophisation s'ils devaient être utilisés en routine.

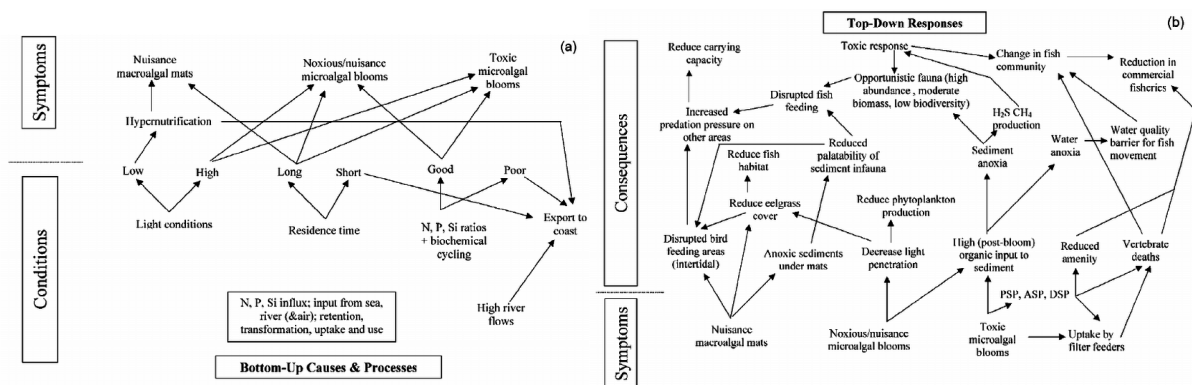


Figure 4.105. Modèle conceptuel (a) des causes et processus bottom-up des effets des apports de nutriments et (b) des réponses top-down des effets des apports de nutriments et de l'eutrophisation. Source : (Elliott and de Jonge, 2002).

4.2.3.9.1. Nutriments

Les écologistes aquatiques se sont intéressés depuis longtemps à l'identification des facteurs limitant de la production primaire, parmi lesquels les nutriments ont une place privilégiée. L'identification de la concentration des éléments nutritifs n'est cependant pas suffisante pour évaluer réellement l'élément limitant *in situ*.

Le ratio de Redfield (Redfield, 1934) décrivant la composition moyenne en carbone, azote et phosphore de la biomasse phytoplanctonique (nombre d'atomes de 106/16/1 pour le carbone, l'azote et le phosphore, respectivement) est la référence stoechiométrique la plus largement utilisée pour la limitation de la production primaire planctonique. En fait, la limitation de la production primaire par l'azote (N) ou par le phosphore (P), ou tous les deux (NP), et le seuil de cette limitation pourraient être considérées comme des indicateurs dans les programmes de surveillance et le monitoring des zones côtières (Howarth and Marino, 2006).

Une autre piste pour évaluer l'élément limitant *in situ* serait de mesurer le 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 facteur limitant (Söderström 1996 dans Ménesguen 2014).

Puisque l'eutrophisation ne peut être évaluée que sur la seule base de la mesure des concentrations en nutriments, (Devlin et al., 2007b) proposent (pour les eaux anglaises) un outil de classification nutriment basé sur l'intégration de trois indices : concentrations en nutriment (concentration moyenne hivernale en azote inorganique dissous), niveau de production primaire et concentration en oxygène dissous (Figure 4.106). Cette méthodologie est relativement proche de celle proposée par la France pour l'élément de qualité Nutriments de la DCE (Figure 4.107). Ce type d'approche permet ainsi une prise de décision basée sur des preuves tangibles et quantifiables des interactions entre pressions (nutriments), état (production) et impact (perturbation de la biologie).

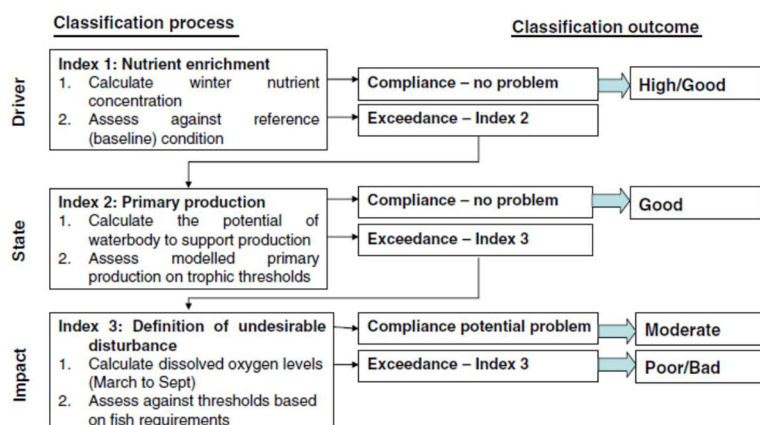


Figure 4.106. Représentation du processus de classification proposé par Devlin et al. (2007) avec mise en avant du lien entre les classes de qualité DCE et les catégories de la Procédure Commune OSPAR.

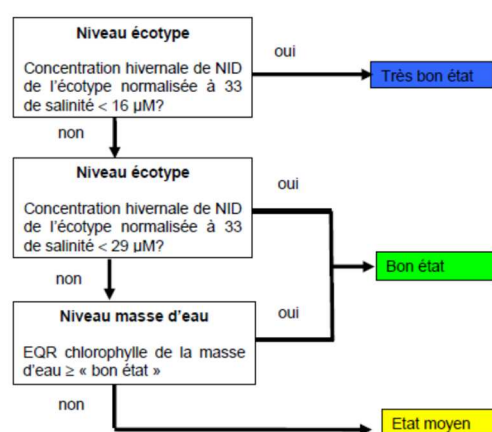


Figure 4.107. Arbre de décision pour l'évaluation de l'élément de qualité Nutriments (Azote Inorganique Dissous ou NID). Source : (Daniel and Soudant, 2010).

En ce qui concerne les apports de nutriments, une source qui n'apparaît prise en compte qu'indirectement correspond aux apports atmosphériques alors qu'elle peut représenter une part non négligeable de ces apports dans certaines régions. Ainsi, (Hicks et al., 2000) mettent en avant dès la fin des années 90 aux États Unis, le besoin d'établir des systèmes d'observations afin de pouvoir obtenir des données fiables d'apports atmosphériques de contaminants, dont les formes azotés, afin de mieux comprendre l'altération de l'état de santé de certains écosystèmes. Ce type de recommandations est également fait au niveau de l'Atlantique nord-est et au niveau Européen par le groupe CAMP (Comprehensive Atmospheric Monitoring Programme) d'OSPAR et dans le cadre du programme EMEP (European Monitoring and Evaluation Programme – www.emep.int)(Europe, 20019) de la Convention on Long-range Transboundary Air Pollution (CLRTAP). A ce jour, les évaluations EMEP permettent d'accéder aux informations suivantes :

- Les émissions annuelles d'oxydes d'azote et d'ammoniac des parties contractantes OSPAR, les émissions provenant de la navigation dans la Mer du Nord et l'océan Atlantique et une sélection de contributeurs importants aux retombées d'azote dans la zone maritime OSPAR ;
- Les retombées annuelles modélisées d'azote dans les principales régions d'OSPAR ;

- Les retombées annuelles modélisées d'azote dans treize sous-régions de la Mer du Nord au sens large ;
- Une comparaison des résultats obtenus à partir de modèles ainsi que des analyses effectuées dans les stations côtières de surveillance dans le cadre d'OSPAR ;
- Des observations sur les incertitudes ;
- Une comparaison des apports atmosphériques et des apports aquatiques calculés.

4.2.3.9.2. *Phytoplankton*

La concentration en chlorophylle-*a* a été utilisée depuis de nombreuses années comme indicateur de productivité et de condition trophique des estuaires, des eaux côtières et océaniques, comme indicateur de la biomasse photoautotrophe puis comme indicateur de la biomasse des producteurs primaires (Steele, 1962 ; Cullen 1982 in (Boyer et al., 2009)). Cependant ce seul paramètre/indicateur ne peut suffire à résumer toute la complexité de la réponse du phytoplancton aux changements de l'environnement.

Il serait par exemple préférable de combiner la concentration en chlorophylle avec une mesure de processus comme celle de la production primaire (Ptacnik et al., 2010).

(Devlin et al., 2007a) proposent une description de 3 indicateurs Phytoplancton conformes à l'approche DCE pour les eaux sous juridiction anglaise (biomasse de phytoplancton, fréquence des dénombrements phytoplanctoniques élevées, évolution saisonnière des groupes fonctionnels). Dans leur manuscrit ils font également référence à l'existence d'autres indicateurs ou attributs de biomasse et d'abondance (OSPAR, 2003 ; CSTT, 1994, 1997), de diversité taxonomique (Karydis et Tsirtis, 1996), de succession saisonnière (Hallegraef and Reid, 1986 ; Belin et al., 1995 ; Gailhard et al., 2002) et des indicateurs spécifiques (Edwards et al., 2001 ; Paerl et al., 2003).

(Bandeira et al., 2013) propose l'utilisation d'indice de diversité du phytoplancton comme une nécessité afin de calculer et de quantifier le statut de ce compartiment en terme de diversité mais également afin d'estimer la qualité biologique et écologique de l'écosystème via la structure de la communauté phytoplanctonique. Ces indices de diversité sont par conséquent d'excellents indicateurs de qualité du milieu. Les indices de diversité les plus couramment utilisés peuvent être classés en trois groupes :

G1 = Brillouin, Shannon, Hurlbert, Simpson's reciprocal

G2 = Piélou, Patten

G3 = Geason-Margalef, Menhinick

Les indices appartenant à un même groupe sont équivalents (sauf pour le G3) et par conséquent l'évaluation de la biodiversité peut se faire via l'utilisation d'un indice par groupe (le choix de l'indice au sein d'un groupe étant guidé par la question posée). Danilov et Ekelund (2001) in (Bandeira et al., 2013) indique que l'utilisation d'un seul indice dans les études de l'eutrophisation des eaux côtières peut mener à des conclusions erratiques. C'est pourquoi ils suggèrent l'application combinée de l'indice de Menhinick avec d'autres indices.

Dans le cadre des travaux du groupe ICG-COBAM (Coordination of Biodiversity Assessment and Monitoring) d'OSPAR (<http://www.ospar.org/work-areas/bdc>) en lien avec les besoins de la DCSMM, les réflexions tournent autour de trois indicateurs Phytoplancton à utiliser de manière conjointe et nommés PH1 – Lifeforms, PH2- Plankton biomass and abundance et PH3-Diversity. Pour le PH1, l'indicateur proposé serait basé sur l'étude de groupes fonctionnels ou forme de vie (lifeforms) grâce à l'approche proposée par (Gowen et al., 2011; Tett et al., 2008). Pour le PH2, il s'agit de considérer les séries

temporelles de la biomasse du phytoplancton et l'abondance du zooplancton afin de suivre les changements significatifs de la production planctonique. La ou les méthodes d'analyses de ces séries temporelles restent à définir. Pour le PH3, il s'agit de considérer les indices de diversité prenant en compte le nombre d'espèces comme les indices de Menhinick et Margalef, ou qui considère la dominance des espèces comme l'indice de Hulburt. L'utilisation conjointe de ces trois indicateurs, PH1 à 3, permet une évaluation holistique de la dynamique planctonique plus intéressante qu'une évaluation basée sur ces indicateurs considérés séparément. L'amélioration de ces indices par l'amélioration des connaissances se fera en particulier via la mise en œuvre du projet EcApRHA (<http://www.ospar.org/news/ospars-ecaprha-project>).

Les approches paléoécologiques peuvent également permettre de contribuer à l'étude du phytoplancton notamment pour mieux définir les conditions de référence lorsque les séries historiques et/ou la couverture spatiale des programmes d'observation et de surveillance en place sont insuffisantes. Les assemblages de pigments fossiles et l'étude des kystes peuvent servir d'indicateurs de la structure de la communauté phytoplanctonique présente et passé (intégrant ainsi la notion de tendance, Riedinger-Whitmore et al., 2005 ; Bunting et al., 2007 ; Dale, 2001 ; Chmura et al., 2004 In (Domingues et al., 2008)).

En dehors de ces quelques exemples qui ne permettent que d'illustrer la complexité de l'étude du phytoplancton dans le contexte du suivi de l'eutrophisation, une revue plus détaillée des indicateurs du Phytoplancton (biomasse, abondance et/ou composition) est proposée par (Ferreira et al., 2011; Garmendia et al., 2013). Ce dernier conclut que les deux principales difficultés pour développer un indicateur du phytoplancton sont (i) l'absence d'une méthodologie acceptée par tous et standardisée afin de collecter des informations biologiques sur les communautés phytoplanctoniques et (ii) les difficultés d'établir une relation causale entre la pression anthropique et la réponse du phytoplancton.

4.2.3.9.3. Compartiment benthique

Dans leur document introductif au numéro spécial de Ecological Indicators, (Borja and Dauer, 2008) recensent les indicateurs de conditions benthiques et les classent selon leur complexité, l'information contenu et la méthode de combinaison de la métrique en 3 groupes. L'extrait de leur contribution est repris ci-après:

"- Univariate individual-species data, or community structure measures; such as the Shannon-Wiener Diversity Index (Shannon and Weaver, 1949); the Benthic Pollution Index (BPI) (Leppäkoski, 1975); the Infauna Trophic Index (ITI) (Word, 1979, 1980); the ABC (Warwick and Clarke, 1994); the Annelid Index of Pollution (Bellan, 1980); the Shannon-Wiener Evenness Proportion Index (McManus and Pauly, 1990); the Taxonomic Diversity Index and Taxonomic Distinctness (Warwick and Clarke, 1995); and the Ecological Evaluation Index (EEI) (Orfanidis et al., 2001);

- Multimetric indices, combining several measures of community response to stress into a single index; including: the Pollution Coefficient (CoP) (Satsmadjis, 1982, 1985); the Biological Quality Index (BQI) (Jeffrey et al., 1985); the Infauna Ratio-to-Reference of Sediment Quality Triad (RTR) (Chapman et al., 1987); the Biotic Index (Hily, 1984; Hily et al., 1986; Majeed, 1987; Grall and Glémarec, 1997); the Benthic Index of Estuarine Condition (BIEC) (Schimmel et al., 1994; Strobel et al., 1995); the Benthic Condition Index (BCI) (Engle et al., 1994; Engle and Summers, 1999; and Paul et al., 2001); the Benthic Index of biotic integrity (B-IBI) (Ranasinghe et al., 1994; Weisberg et al., 1997; Van Dolah et al., 1999; Llansó et al., 2002a and 2002b); the AMBI (Borja et al., 2000, 2003, 2004b; Muxika et al., 2005); the Bentix (Simboura and Zenetos, 2002); the Ecofunctional Quality Index (EQI) (Fano et al., 2003); the Indicator Species Index (Rygg, 2002); and the Benthic Quality Index (BQI) (Rosenberg et al., 2004). A review and inter-200 comparison between 64 such indices can be found in Diaz et al. (2004); and

- Multivariate methods describing the assemblages pattern, including modelling, such as the Benthic Response Index (Smith et al., 2001); the Estuarine Trophic status (Bricker et al., 2003); the Principal Response Curves (PRC) (Pardal et al., 2004); Multi-Dimensional Scaling (MDS) (Warwick and Clarke, 1991); Canonical Correspondence Analysis (CANOCO) (ter Braak and Šmilauer, 1998); PRIMER (Clarke and Ainsworth, 1993; Clarke and Gorley, 2001); Multivariate-AMBI (MAMBI) (Borja et al., 2004a; Muxika et al., 2007); and the Community Disturbance Index (CDI) (Flåten et al. 2007).”

A ce jour et dans le cadre de la DCE, c’est l’indicateur M-AMBi qui fait référence bien que les réflexions soient encore en cours pour confirmer sa pertinence et/ou en proposer un autre.

4.2.3.9.4. Combinaison d’indicateurs : vers une approche écosystémique

Selon Ferreira et al. (2011), les indicateurs d’eutrophisation doivent, dans la mesure du possible, considérer l’ensemble des éléments biologiques et physico-chimiques d’un système (à la fois pélagiques et benthiques). Ils doivent ainsi examiner le système comme une entité dans son ensemble (« *as a whole* »), en suivant une approche holistique.

En ce sens, un compartiment qui n’apparaît pas assez pris en compte dans les évaluations, comme la DCE, est le sédiment (et les macrophytes associés à ce compartiment). En effet, les concentrations des nutriments au sein du sédiment n’ont été étudiées qu’en été par exemple, et par conséquent les informations obtenues sur le système pélagique et la colonne d’eau ne peuvent pas être combinées avec celles du sédiment et interprétées dans un ensemble.

Selon (Borja et al., 2013), il serait possible, afin d’assurer l’objectif premier du BEE (Bon État Écologique), d’utiliser l’approche de (Elliott et al., 2011; Harding, 1992), basée sur 7 indicateurs de diagnostic de la pathologie d’un écosystème : production primaire, nutriments, diversité spécifique et zones abiotiques, instabilité et composition biotique, fréquence des affections, spectre de taille, bioaccumulation (et effets) des contaminants. Un changement négatif dans l’une de ces catégories indique alors une déviation par rapport au GSE et par conséquent une réduction de la santé du système.

En raison du rôle potentiel des changements globaux sur le fonctionnement des écosystèmes, des auteurs comme (Goberville et al., 2011) proposent des procédures mathématiques permettant de combiner différents paramètres (dans ce cas, la température de surface, les concentrations en nitrate et phosphate) afin de quantifier l’impact des perturbations humaines au travers des changements observés dans la concentration des nutriments. Ce genre de procédure permet en plus de s’affranchir d’un problème récurrent lors du traitement des séries à long terme : la présence de données manquantes. Ce genre d’approche permet d’étudier l’interaction entre les changements climatologiques et les pressions anthropiques contribuant tous deux à une altération potentielle des écosystèmes marins. Ces liens entre l’eutrophisation, le changement climatique et l’acidification des eaux marines sont rappelés de manière synthétique par (Jutterstrom et al., 2014) (Figure 4.108). Ce schéma rappelle l’importance des considérer les effets cumulatifs et synergétiques lors de l’évaluation de l’état de santé des écosystèmes. En ce qui concerne les effets des changements climatiques et de l’acidification, on peut désormais noter que les programmes d’observation n’intègrent pas systématiquement les paramètres clefs du système du carbone inorganique, à savoir le pH, le pCO₂, l’alcalinité totale, le carbone inorganique dissous, et que par conséquent il n’existe pas d’indicateur intégrant ces paramètres. La non prise en compte de ces effets est telle qu’en termes de management de l’environnement, il n’est pas improbable que ces effets contrebalancent les efforts consentis en termes de réduction des pressions de nutriments.

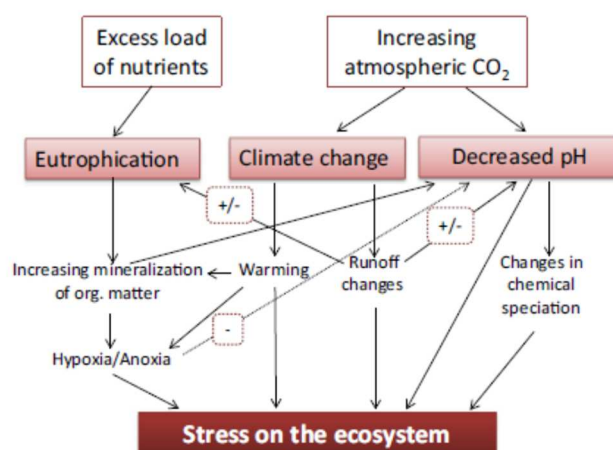


Figure 4.108. Impacts et inter connectivité des effets de l'augmentation des apports de nutriments et de CO₂ atmosphérique. Source : (Jutterstrom et al., 2014).

(Tett et al., 2007), dans un article de synthèse, proposent une méthodologie afin de détecter des perturbations dans le contexte de l'eutrophisation marine. Ce système s'appuie sur des indicateurs de structure et de vigueur qui sont des composantes de la santé de l'écosystème (Figure 4.109, Tableau 4.58). Ces indicateurs forment ainsi cinq groupes (indicateurs globaux, statistiques de fréquence, mesures de flux, indicateurs de structure et indicateurs d'espèces). La détection de perturbation est alors possible par le diagnostic de l'accumulation de preuves de changements éco-hydrodynamique et type de masse d'eaux-spécifiques dans ces différentes catégories. Tett et al. (2007) définissent ainsi une méthode multi-étapes pour diagnostiquer les perturbations indésirables liées à l'eutrophisation : 1) identifier les types éco-hydrodynamiques (et les conditions de référence), 2) estimer les apports de nutriments et identifier les types de masses d'eaux/écosystèmes pour lesquels il existe un potentiel de perturbations indésirables, 3) utiliser le système en cinq groupes définie dans leur document, 4) étudier les corrélations entre les tendances de ces indicateurs et les nutriments pour bien relier les effets à un enrichissement et 5) quand un diagnostic d'eutrophisation a été établie et que le coût de réduction des apports de nutriments justifie d'avantage de travail, alors mettre en place un système de surveillance de l'écosystème par mesure de la production primaire, des indicateurs de structure des communauté et des espèces benthiques et pélagiques.

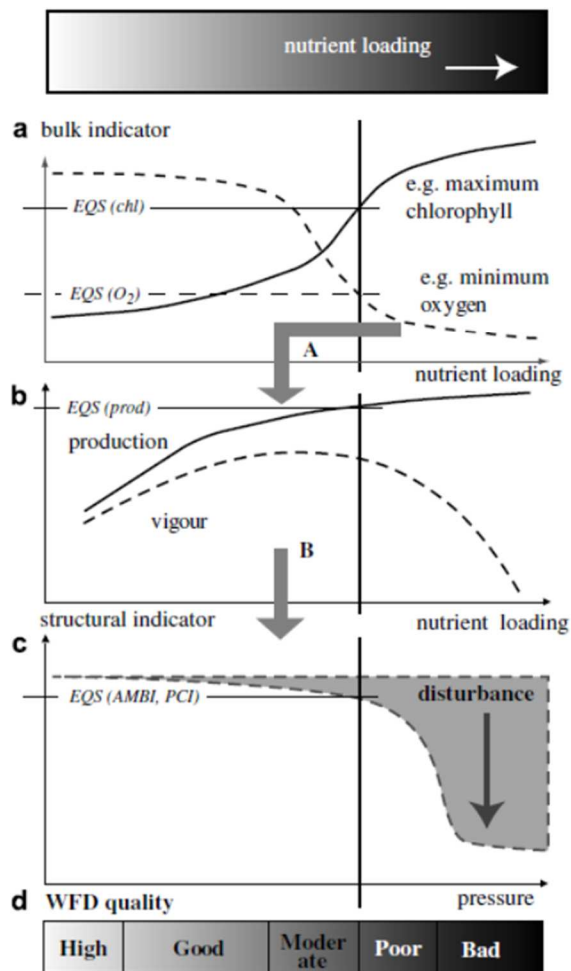


Fig. 5. Identifying undesirable disturbance in the context of eutrophication. The diagram assumes that the water body and ecosystem under investigation is able to suffer eutrophication, and that nutrient enrichment is the only significant anthropogenic pressure: the horizontal axis in (c) is labelled 'pressure' to remind the reader that there may be other causes of disturbance. Part (d) is a suggested mapping between the ecosystem health approach to undesirable disturbance and WFD Annex V quality categories. In order to use the methodology, specific monitoring variables and EcoQOs need to be identified for each ecohydrodynamic water type. Bulk indicators (exemplified by chlorophyll and dissolved oxygen in part (a)) and frequency indicators should be routinely monitored; production measurements (part b) and indicators of structure (part c) are more expensive, and the arrows A and B show the application of step 5 (measuring production and structure) of the proposed monitoring strategy when concern has been triggered by trends in the indicators of part (a). The vertical arrangement of the four parts should *not* be read as suggesting that breach of EcoQOs in part (a) necessarily implies breaches in parts (b) and (c) or that water body ecological quality in (d) has necessarily fallen below WFD *good*.

Figure 4.109. Effets indésirables de perturbations et réponse des différents types d'indicateurs dans le contexte d'eutrophisation et de mise en œuvre de la DCE. Ecological Quality Standards (EQSs), AZTI Marine Biotic Index (AMBI) : Indice pour la mesure de la structure de la communauté macrobenthique, Phytoplankton Community Indices (PCI), Water Framework Directive (WFD). (Tett et al., 2007).

Tableau 4.58. Types de masses d'eau et indicateurs de perturbations. Source: Tett et al., 2007.

<i>Ecohydrodynamic water type</i>	Subcategory and notes	<i>Indicators that can be used to show disturbance (see Table 2 for EcoQOs); see main text for further guidance</i>	<i>Correlation of the following change with nutrient increase requires further study and contributes to a diagnosis of eutrophication when there is evidence of undesirable disturbance</i>
1. <i>Shallow clear waters</i> , phytobenthos dominant under reference conditions. Although this category includes the littoral zone, salt marshes are not considered here	<p>(a) General</p> <p>(b) Seagrass meadows: natural condition (before wasting disease) in soft, moderate-energy substrates in shallow water, typically with reduced tidal range</p> <p>(c) Perennial macroalgal communities: natural condition on hard or mixed soft/hard littoral and shallow sublittoral substrates; the indicators are proposed only for soft or mixed intertidal substrates; 'seasonal' refers to the growth season</p> <p>(d) Microphytobenthos dominant; natural condition in shallow energetic or depositional waters</p>	<p>1.a.1. Water transparency (Secchi depth or diffuse attenuation coefficient)</p> <p>1.a.2. Depth of lower limit of macrophytobenthos (if present)</p> <p>1.a.3. Water column chlorophyll concentration (mg/m^3)</p> <p>1.b.1. Extent (area, m^2) of seagrass bed</p> <p>1.b.2. Mean seagrass biomass ($/\text{m}^2$)</p> <p>1.b.4. Opportunistic macroalgal or epiphytic microalgal incidence</p> <p>1.c.1. Maximal seasonal % cover of opportunistic seaweeds</p> <p>1.c.2. Maximum seasonal biomass of opportunistic seaweeds</p> <p>1.c.3. Occurrence of widespread macrobenthic death or of anoxic sediment</p> <p>1.d.1. Benthic chlorophyll (mg/m^2)</p>	<p>Decreasing Secchi depth, increasing attenuation coefficient</p> <p>Decreasing depth limit</p> <p>Increasing mean concentration</p> <p>Decreasing extent</p> <p>Decreasing biomass</p> <p>Increasing incidence</p> <p>Increasing cover</p> <p>Increasing biomass</p> <p>Increasing frequency of occurrence</p> <p>Increasing abundance</p>
2. Optically deep <i>mixed waters</i>	May be physically deep, or shallow and turbid. Insufficient light for plant or algal growth	2.1. Pelagic chlorophyll concentration (mg/m^3)	Light limitation likely to prevent change in state caused by nutrient enrichment
3. <i>Offshore stratified waters</i> with phytoplankton dominant and marked seasonal cycle	Includes: regions of seasonal thermal stratification and Spring–Autumn blooms; those with additional haline stratification and extended growth season; and (tidal mixing) frontal regions which may exhibit natural Red Tides;	<p>3.1. Mean or maximum pelagic chlorophyll concentration (mg/m^3) during growth season</p> <p>3.2. Frequency of HABs</p> <p>3.3. Net annual microplankton primary production (NMP)</p> <p>3.4. Plankton community index</p> <p>3.5. Mean or minimum oxygen concentration in deep water when there is a pycnocline</p> <p>3.6. Thickness of sediment oxic layer/depth of RPD</p> <p>3.7. Macrobenthic community index, e.g., ITI or AMBI</p> <p>3.8. Population density (numbers, or burrows, $/\text{m}^2$) of <i>Nephtys</i> <i>novaezicus</i></p>	<p>Increasing concentration</p> <p>Increasing frequency</p> <p>Increasing annual NMP. <i>Gross (phytoplankton) primary production (GPP) is expected to correlate with nutrients in this water type and so is more a cause than an indicator of disturbance; see text</i></p> <p>Increasing deviation from reference condition</p> <p>Decreasing concentration</p> <p>Decreasing thickness or depth</p> <p>Change in value of index from reference condition</p> <p>Decreasing population density</p>

<i>Ecohydrodynamic water type</i>	Subcategory and notes	<i>Indicators</i> that can be used to show disturbance (see Table 2 for EcoQOs); see main text for further guidance	<i>Correlation</i> of the following change with nutrient increase requires further study and contributes to a diagnosis of eutrophication when there is evidence of undesirable disturbance
4. <i>Regions of Freshwater Influence (ROFIs)</i> with variable blooms of phytoplankton	Sediment and benthos highly physically disturbed by tidal and wind-wave stirring, and so benthic indicators not proposed	Indicators 4.1–4.4. same as 3.1–3.4 4.5 Occurrence or magnitude of <i>Phaeocystis</i> blooms or beach-foam incidents 4.6. Frequency and extent of anoxic sediment or death of macrobenthos	<i>Correlations same as those for 3.1–3.4</i> Increasing frequency or magnitude Increasing frequency or extent
5. <i>Regions of Restricted Exchange (RREs)</i> where phytoplankton abundance depends on flushing rate	Semi-enclosed transitional and coastal waters fall into this category, for which it is necessary to take account of flushing rate as well as optical conditions. In some fjords, haline stratification may persist throughout year, and the flushing of <i>basin deep water</i> becomes an important issue (a) Large RREs of EHD type 3 (b) Small RREs of EHD types 3 or 4: list of indicators simplified in interests of cost-effectiveness, but option of using more complete list remain	Treat as type 1–4 if appropriate, with following variation 3.5. may become 5.5: mean or pre-flushing minimum oxygen concentration in basin deep water Could use reduced list, i.e., 3.1 and 3.2, plus 5.5 in case of Basin Deep Water <i>Indicator 3.1 could be replaced by: 5.1.b. Maximum summer chlorophyll calculated by CSTT model</i>	Decreasing concentration (Unless the system is light- or flushing limited, maximum predicted chlorophyll will automatically increase with nutrient loading)

Pour conclure, les méthodes d'évaluation combinant plusieurs métriques sont généralement plus sensibles et robustes que celles basées sur l'utilisation de métriques simples (Borja and Dauer, 2008; Hering et al., 2010), Devlin et al. 2007). Cependant, la validation des indicateurs qui satisfont la majorité des critères établis dans une approche holistique est difficile à cause de la quantité et de la variété des pressions simultanées anthropiques à considérer et également à cause des interactions entre ces forçages (notion des forçages multiples) et les composantes de l'écosystème (Painting et al. 2013).

4.2.4. Synthèse et Perspectives

4.2.4.1. Vers une réduction de l'eutrophisation ?

Pour rappel, les objectifs historiques de la Stratégie Eutrophisation d'OSPAR sont (i) de combattre l'eutrophisation dans la zone maritime OSPAR, ceci dans le but de parvenir, et de maintenir, un milieu marin sain où les phénomènes d'eutrophisation ne se produiront pas, à l'horizon 2010, et (ii) de réduire les apports d'azote et de phosphore, de l'ordre de 50 % entre 1985 et 1995, dans les zones affectées ou susceptibles d'être affectées par l'eutrophisation. Ces zones sont identifiées via l'application de la Procédure Commune.

A ce jour, la Procédure Commune a été appliquée trois fois (COMP1 : 1990-2000 ; COMP2 : 2001-2005 et COMP3 en cours de finalisation : 2006-2014). Malgré quelques changements méthodologiques entre ces trois applications (regroupement de masses d'eaux principalement ; harmonisation des seuils avec ceux de la DCE), la comparaison des conclusions de ces trois évaluations permet de constater une

certaine amélioration de l'état d'eutrophisation pour certaines masses d'eaux évaluées pour la France (Tableau 4.59) (Devreker and Lefebvre, 2016b). Cinq zones classifiées comme « Zone à Problème » évoluent vers le statut de « Zone à Problème Potentiel » (Zones 6, 16, 18, 19 and 24), une « Zone à Problème Potentiel » et une « Zone à Problème » évoluent vers le statut de « Zone sans Problème » (Zones 3 and 14, respectivement). Par souci de cohérence avec les masses d'eaux adjacentes et au regard des évaluations récentes, les zones 1 et 2 ont été requalifiées de « Zone à Problème ». La zone 27 passe du statut de « Zone sans Problème » à « Zone à Problème Potentiel ». La majorité des zones du large ont le statut de « Zone sans Problème », sauf au large des zones 1 et 2, au large des estuaires de la Seine (Zone 4), de la Vilaine et de la Loire (Zones 23 et 24), de la Gironde (Zone 26).

Tableau 4.59. Comparaison des résultats des évaluations obtenues par application de la Procédure Commune d'OSPAR (COMP1 à COMP3) pour les eaux marines françaises. NPA: Non Problem Area; PA: Problem Area; PPA: Potential Problem Area; 1: Dunkirk et Calais; 2: Boulogne, Canche, Authie et Somme; 3: Pays de Caux (Dieppe et Fécamp); 4: Estuaire et baie de Seine; 5: Calvados; 6: Baie des Veys et St Vaast; 7: Cherbourg; 8: Cotentin Ouest; 9: Baie du Mont St Michel (Cancale); 10: Rance, Arguenon et Fresnaye; 11: St Brieuc; 12: Paimpol, Trieux, Jaudy; 13: Lannion et Morlaix; 14: Abers du Finistère; 15: Iroise; 16: Brest; 17: Douarnenez; 18: Audierne; 19: Concarneau, Aven et Belon; 20: Laïta, Lorient, Groix et Etel; 21: Baie de Quiberon et Belle Ile; 22: Golfe du Morbihan; 23: Vilaine; 24: Loire et Bourgneuf. Source : Devreker & Lefebvre, 2016b.

OSPAR Coastal Zones	Screening Procedure (French - COMP1)	OSPAR COMP2 French cosatal area (2000-2005)	OSPAR COMP3 French coastal area (2006-2014)	OSPAR COMP2 French offshore area (2000-2005)	OSPAR COMP3 French offshore area (2006-2014)	Adjacent coastal area (COMP2)	Adjacent offshore area (COMP2)		
1		PPA	PA	NPA	PPA	PA (Belgium)	PA (Belgium)		
2		PPA	PA		PPA	NPA (England)	NPA (England)		
3		PPA	NPA		NPA				
4		PA	PA		PPA				
5		PA	PA		NPA	NPA (England)	NPA (England)		
6		PA	PPA						
7	NPA	NPA	NPA						
8	NPA	NPA	NPA						
9	NPA	NPA	NPA						
10		PA	PA						
11		PA	PA						
12		PPA	PPA						
13		PA	PA						
14		PA	NPA						
15		PPA	PPA						
16		PA	PPA		PPA				
17		PA	PA		NPA				
18		PA	PPA						
19		PA	PPA						
20		PPA ???	PPA						
21		PPA ???	PPA						
22		PA ???	PA						
23		PA	PA		PPA				
24		PA	PPA		PPA				
25	NPA	NPA	NPA		NPA				
26	NPA	NPA	NPA		PPA				
27		NPA	PPA		NPA			NPA/PPA (Spain)	
28	NPA	NPA	NPA						

Dans le rapport Bilan de Santé 2010 (OSPAR, 2010), il est fait état d'une diminution progressive des rejets et pertes de nutriments, provenant de sources ponctuelles et diffuses, dans les eaux des zones OSPAR II (Mer du Nord au sens large) et III (Mers Celtiques) au cours des 20 à 25 dernières années

considérées. Alors que la réduction des apports de phosphore apparaît très satisfaisante (parfois bien supérieure aux 50 % initialement prévus pour certains pays membres), il n'en est pas de même pour les apports d'azote (Figure 4.110).

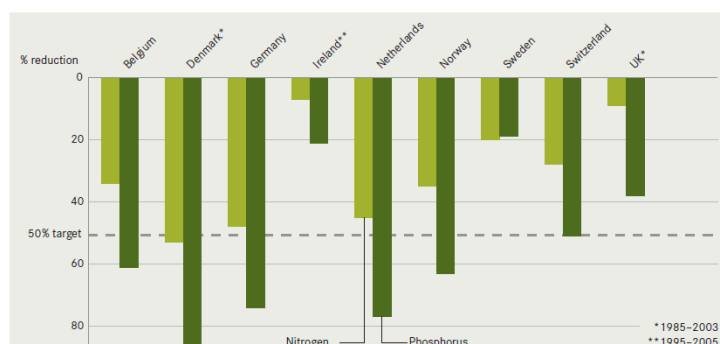


Figure 4.110. Réduction des rejets et pertes de nutriments (azote et phosphore) dans les zones à problème, notifiée pour 2005 par rapport à 1985. Une comparaison directe des réductions obtenues par les pays OSPAR n'est pas possible car les périodes d'application des mesures de réduction et les méthodes de calcul varient. Source : (OSPAR, 2010).

Pour la France (graphs non disponibles), il a été notifié une réduction de 50 % des apports fluviaux de phosphore dans les eaux côtières entre 1990 et 2007. Aucune tendance significative des apports d'azote n'a pu être mise en évidence. Plus récemment, l'Observatoire National de la Mer et du Littoral a publié une fiche thématique dédiée à la pression des activités humaines terrestres et maritimes et plus particulièrement à l'évolution des principaux flux de nutriments à la mer (Ifremer et al., 2015). Les auteurs concluent que pour les quatre grands fleuves français (Seine, Loire, Rhône, 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, puis augmentent sensiblement ces derniers temps. Ces flux sont bien entendu influencés par la pluviométrie et le débit des cours d'eaux, ce qui explique, en partie, certaines augmentations récentes (2012, 2013). Les flux de phosphore ont été divisés par quatre entre 2000 et 2005 en raison de l'amélioration des performances des stations d'épuration couplée à une moindre utilisation des engrais phosphatés en agriculture. Alors qu'aucune tendance n'est observée entre 2005 et 2011, les flux de phosphore semblent augmenter ces dernières années en lien avec de fortes précipitations et de plus forts débits, sans augmentation, ni diminution des concentrations en phosphore.

De 1999 à 2013, en considérant les flux d'azote à la mer rapportés aux surfaces des territoires agricoles concernés, ces flux sont plus importants en Manche - mer du Nord qu'en Atlantique et en Méditerranée. Pour le phosphore, les flux sont plus faibles en Manche - mer du Nord qu'en Méditerranée et en Atlantique.

Concernant la façade méditerranéenne, certains résultats de la surveillance de l'état écologique de ces milieux semblent montrer certaines améliorations, au moins pour certains endroits où la fréquence des crises environnementales liées à l'eutrophisation a diminué. La Figure 4.111 illustre la comparaison de l'état des masses d'eau des lagunes Méditerranéennes au Languedoc-Roussillon entre 2001 et 2013 selon les critères de la DCE.

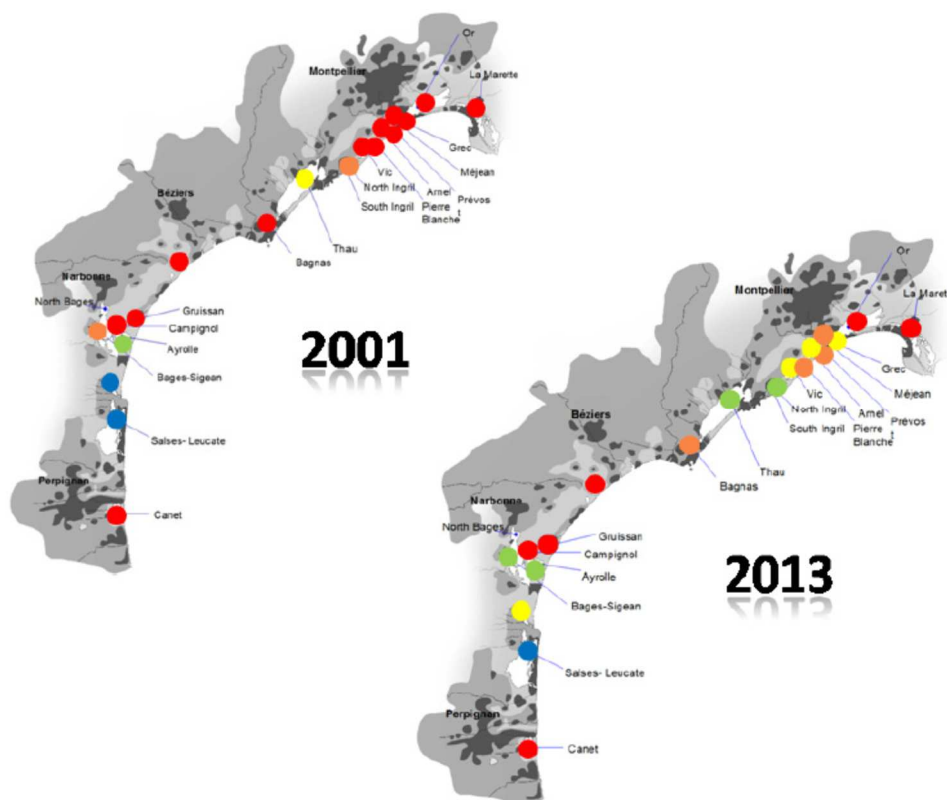


Figure 4.111. L'état de la masse d'eau des lagunes méditerranéennes par rapport à l'eutrophisation, comparaison entre l'année 2001 et 2013. Code des couleurs : Bleue (Très bon), Verte (Bon), Jaune (Moyen), Orange (Médiocre), et Rouge (Mauvaise). Source : (Ifremer, 2014).

4.2.4.2. Incertitudes sur l'utilisation des méthodes d'évaluation

La DCE utilise une approche de « Déconstruisant structurel » (*deconstructing structural*) (Borja et al. 2010), et classe le statut d'un système en : Très bon, bon, moyen, médiocre ou mauvais état. Le point central dans l'évaluation du statut du système est l'estimation de l'incertitude des indicateurs (Hering et al. 2010 cité dans Borja et al. 2013). Il y a un besoin de données et d'analyses statistiques subséquentes sur le comportement écologique des métriques (Borja et al. 2013) afin de valider l'adéquation de leurs seuils pour une gestion efficace de l'environnement. Borja et al. (2013) explique que, dans la DCE comme dans le *Clean Water Act* aux USA, l'évaluation de l'écosystème aquatique est basée sur la relation avec un seul facteur de pression (dans le cas de la DCE l'eutrophication). Cependant, les écosystèmes sont soumis à des stress et usages multiples rendant la/les réponse(s) du système à ces perturbations peu claires. Il faudra donc que la recherche non seulement vise à améliorer la compréhension d'interactions entre stress multiples, mais également vise à prendre en compte les relations entre les espèces et les facteurs de forçage, l'impact sur le fonctionnement, la stabilité et la résilience du système dans une approche holistique.

Des questions majeures méritent d'être considérées :

- Comment les métriques utilisées pour évaluer le statut écologique d'un système peuvent discriminer les changements naturels des changements anthropiques ?
- Comment intégrer la notion de la biodiversité marine dans les évaluations de l'état écologique des écosystèmes marins dans le cadre d'eutrophisation ?

- Comment comparer les résultats obtenus à une situation de référence hypothétique ? Cette dernière question implique un état d'équilibre des systèmes, sachant que les écosystèmes sont intrinsèquement dynamiques.

4.2.4.3. Perspectives pour mieux surveiller les écosystèmes marins

L'amélioration de la surveillance des écosystèmes marins passe par l'utilisation de nouveaux outils actuellement disponible ou en passe de l'être. Il s'agit notamment de l'utilisation des capteurs autonomes *in situ* à haute résolution et des images satellitaires.

4.2.4.3.1. Utilisation des capteurs autonomes in situ à haute résolution

Le déploiement de **systèmes de mesures automatisées à haute fréquence** s'avère être un élément clef de l'évolution des dispositifs de surveillance de l'état de santé des écosystèmes marins. Les écosystèmes côtiers sont en effet caractérisés par des variabilités importantes dans le temps et dans l'espace. Les échantillonnages traditionnels de ces eaux (une station fixe échantillonnée toute les deux semaines par exemple) ne permettent pas toujours de mettre en évidence ces variabilités spatio-temporelles avec précision. Les systèmes de mesures automatisées devraient donc permettre une extension de l'observation et de la surveillance vers le large et une amélioration de la résolution spatiale et temporelle.

Les systèmes de type FerryBox sont déployés depuis de nombreuses années et la faisabilité de la mesure de paramètres clefs comme la température, la salinité, la concentration en oxygène, la fluorescence n'est plus à démontrer (<http://www.ferrybox.com/>). Un recensement non-exhaustif des lignes pouvant accueillir ces systèmes est présenté sur la figure 4.112. Par exemple, si l'on considère les besoins de la DCSMM, il apparaît que la répartition spatiale des lignes apparaît suffisante afin de mettre en place un réseau suffisant dans la SRM Manche Mer du Nord, alors que la couverture de la SRM Golfe de Gascogne est insuffisante entre la zone côtière et la zone du haut du talus (limite bathymétrique de 200 m). A ces lignes de transport de passagers, il faut ajouter les possibilités offertes par les lignes régulières de commerce et dans une moindre mesure celles des navires de pêche (routes non régulières). Par ailleurs, la flotte océanographique française (voire européenne) devrait à terme pouvoir être systématiquement équipée de ces systèmes afin de valoriser tous les trajets effectués par les navires côtiers comme hauturiers.

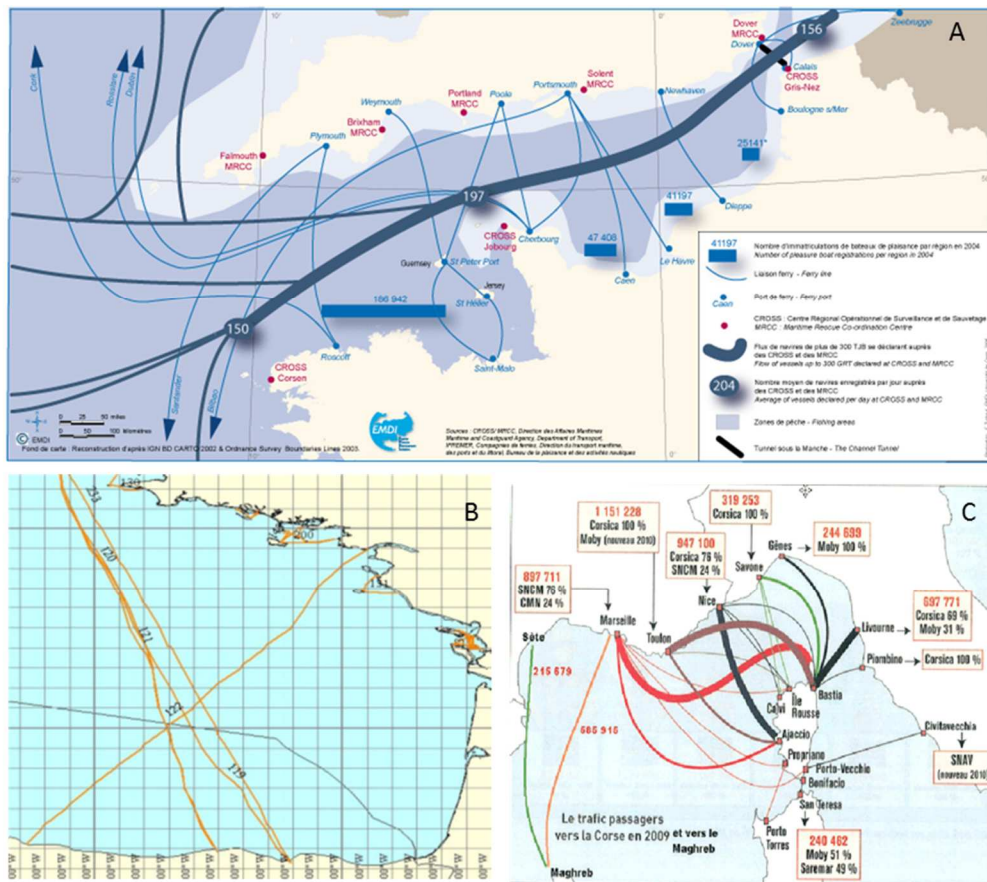


Figure 4.112. Lignes d'opportunités (transport de passagers uniquement), identifiées dans les sous-régions marines Manche Mer du Nord (A), Golfe de Gascogne (B) et Méditerranée occidentale (C). Ces lignes sont identifiées comme susceptibles d'être équipées de systèmes de mesures automatisées à haute fréquence (haute résolution spatiale et temporelle). Sources : In Devreker et Lefebvre 2016.

Les véhicules autonomes sous-marins (type Gliders) permettent eux aussi d'examiner une vaste zone marine. Par exemple, (Alkire et al., 2014) ont pu estimer la production nette de la communauté d'une zone de l'Atlantique Nord après le bloom de printemps grâce aux mesures de l'oxygène dissous, de la fluorescence de la Chlorophylle et le backscatter ($b_{bb}700\text{ nm}$) effectuées par des capteurs autonomes installés sur 3 Gliders.

Ces capteurs autonomes à haute résolution temporelle requièrent cependant une surveillance pour limiter leur dérive dans le temps et procéder à des inter-calibrations. Comme le montre la figure 4.113, avec quelques précautions avant, pendant et après le déploiement, on peut facilement inter-calibrer ces capteurs.

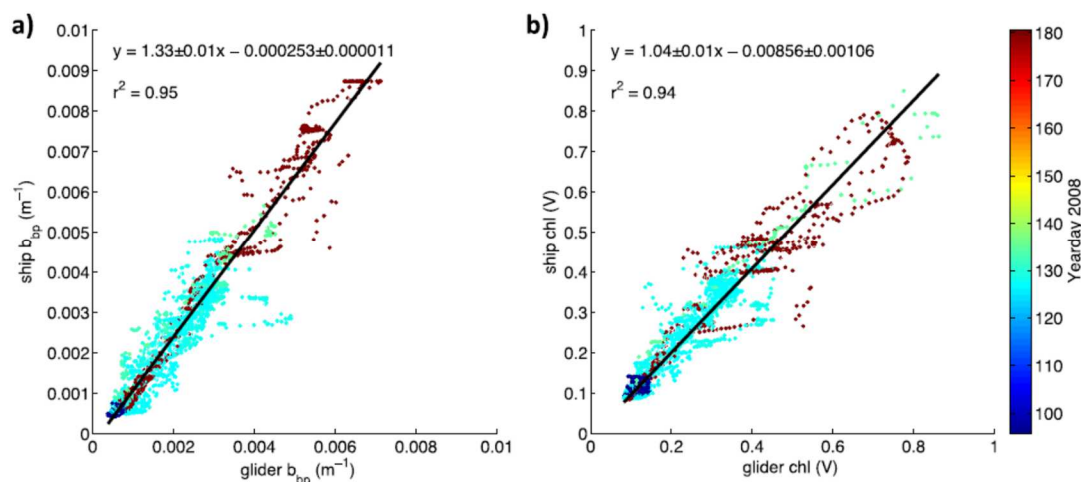


Figure 4.113. Régressions linéaires entre les données estimées avec un échantillonnage par bateau et par glider. Ces régressions concernent : a) le backscattering à 700 nm et b) la fluorescence de la Chl provenant des profils d'intercalibrations simultanées réalisés pendant les différentes missions. On peut noter une très faible dérive de l'instrument entre les différentes missions. Source : (Alkire et al., 2014).

En complément de ces systèmes qui permettent l'acquisition de données sur une vaste étendue, le maintien en place ainsi que le développement du parc de bouées ou de stations instrumentées océano-météorologiques est également un enjeu pour les besoins d'évaluation de la qualité des écosystèmes. Ces systèmes instrumentés permettent l'acquisition de nombreuses informations à haute résolution temporelle selon le principe de l'approche Eulérienne. Elles sont déployées ou devront être déployées dans des zones à enjeux, soumises à de fortes pressions et où les effets directs et indirects de ces pressions sont perceptibles. En parallèle, tout en permettant l'acquisition des paramètres « socles », certaines de ces implantations pourraient servir de plate-forme de test support à des développements technologiques et méthodologiques qui à terme permettront de mieux répondre aux enjeux d'amélioration des connaissances pour les besoins des directives et convention des mers régionales et à l'optimisation du dispositif de surveillance. Les capteurs actuellement disponibles sur le marché permettent en effet d'appréhender les propriétés physico-chimiques de l'eau (incluant les nutriments, l'oxygène et des paramètres « socles »), le contenu en matière en suspension, la production primaire, la structure des communautés planctoniques et une sélection de contaminants chimiques.

A titre d'exemple, (Twardowski et al., 2015) ont développé le premier observatoire opérationnel de nutriment pour l'écosystème capable de mesurer des nutriments à des échelles spatio-temporelles compatibles avec les exigences des gestionnaires. Ils ont utilisé les capteurs WET Labs (Philomath, OR) pour les mesures colorimétriques de PO_4 et fluométriques de NH_4 similaires aux auto-analyseurs du laboratoire. La figure 4.114 montre un exemple de mesures automatisées et autonomes à un pas de temps horaire réalisées à l'aide de ces capteurs.

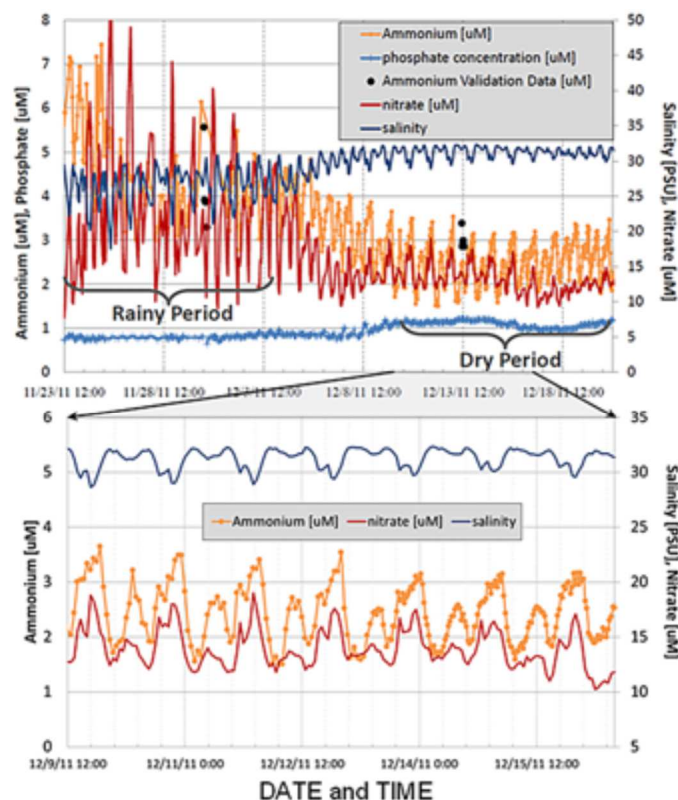


Figure 4.114. **Top panel:** 1 month autonomous deployment of Cycle-PO₄, Cycle-NH₄, and SUNA sampling hourly in intertidal Yaquina Bay, OR, in 2011. **Bottom panel:** focus on 1-week period from 12/9 through 12/16. Short-term variability is consistent with tidal forcing; longer-term variability is climatological. More than a factor of two variabilities in a tidal cycle was observed in ammonium and nitrate. Source: (Twardowski et al., 2015).

Il est à noter que dans le cadre d'application de la DCE, certaines mesures à haute fréquence ont été réalisées dans les eaux marines françaises pour apprécier l'état de la masse d'eau (Schmitt and Zongo, 2010).

Très récemment, en juin 2016, un ouvrage sur les mesures à haute résolution dans l'environnement marin côtier est apparu (Schmitt and Lefebvre, 2016). Ce dernier ouvrage complète un autre ouvrage sur l'utilisation des capteurs automatisés en écologie à la fois terrestre et marine (Le Galliard et al., 2012).

4.2.4.3.2. Utilisation des images satellitaires

Comme nous l'avons mentionné précédemment, la concentration en chlorophylle et la transparence des eaux sont deux variables importantes pour établir l'état écologique des eaux marines. Ces deux variables peuvent être appréciées par les mesures du pigment chlorophyllien et l'utilisation du disque de Secchi respectivement, mais également par les mesures satellitaires avec la possibilité de plus d'observations synoptiques et fréquentes. La concentration de la Chlorophylle peut être estimée par des mesures de la couleur de l'eau (Satellite ocean color measurements) et la transparence de l'eau peut être déterminée par l'utilisation de coefficient d'atténuation à 490 nm ($K_d(490)$, m⁻¹). A titre d'exemple, on peut mentionner le travail de (Le et al., 2013) dans la Chesapeake Bay (Figure 4.115).

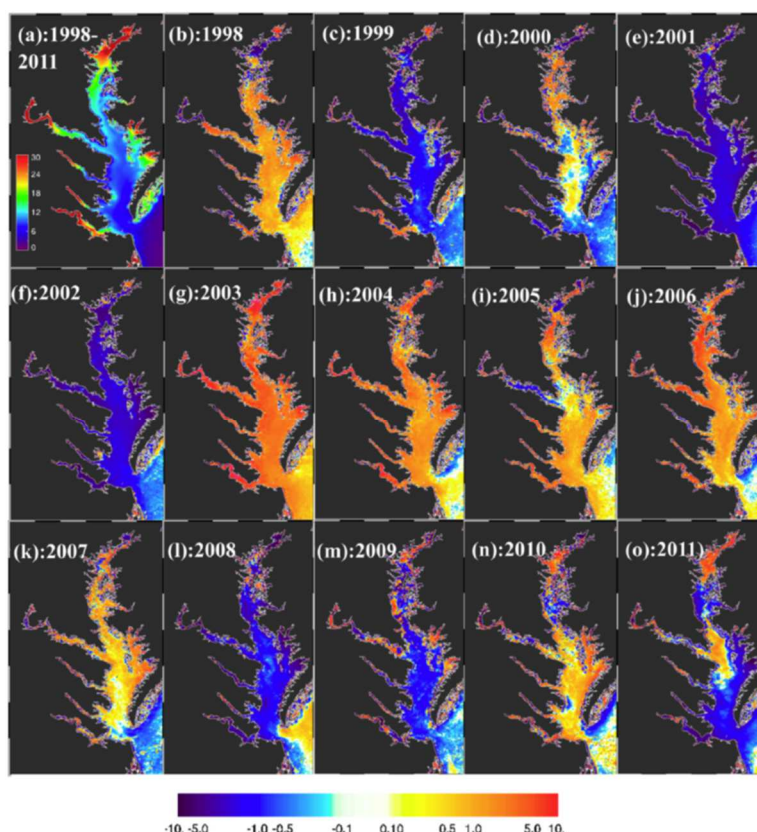


Figure 4.115. Moyenne de l'anomalie de RGCI (Red-Green Chlorophyll Index, en mg m-3) observée par SeaWiFS (Sea-viewing Wide Field-of-view Sensor) et MODIS (Moderate Resolution Imaging Spectroradiometer) de 1998 à 2011. Source : Le et al. 2013.

Le et al. (2013) ont développé de nouveaux algorithmes de ratio de bandes rouge-vertes et ont montré que leurs résultats sont significativement meilleurs que les algorithmes de ratio de bandes bleue-vertes traditionnels, aboutissant à des résultats satisfaisants validés par les statistiques. L'utilisation de ces outils satellitaires ont permis d'établir pour la première fois une série à long terme de 14 ans de mesure de la teneur en chlorophylle pour à l'échelle de la Chesapeake Bay avec un minimum d'incertitude.

De la même manière, (Bresciani et al., 2014) travaillant sur les images couvrant les étés de 2004 à 2011, ont suivi l'évolution des cyanobactéries dans la lagune de Curonia qui fait face à des blooms denses de cyanobactéries. Ils ont combiné les images synchronisées de *Medium Resolution Imaging Spectrometer* (MERIS) avec les images *Advanced Synthetic Aperture Radar* (ASAR) afin d'étudier l'effet dérivant du vent sur l'accumulation de cyanobactéries à l'échelle de la lagune.

Ces exemples mettent en évidence l'apport des images satellitaires et d'autres capteurs autonomes dans l'appréciation de l'état écologique d'un écosystème marin et l'étude de la qualité de l'eau et de l'eutrophisation.

4.2.4.3.3. Autres pistes de développement

Au regard des références consultées afin d'établir ce bilan des indicateurs couramment utilisés, en cours de développement ou pertinents pour l'évaluation de l'état d'eutrophisation des eaux marines, un bilan non-exhaustif des pistes d'amélioration des connaissances nécessaires pour améliorer ces évaluations et plus généralement celles de l'état de santé des écosystèmes peut être proposé.

Les efforts de recherche sur les **nutriments** pourraient porter sur:

- la compréhension des processus biogéochimiques clés, fournissant ainsi une vision holistique des menaces et bénéfices environnementaux. Ce volet intégrerait notamment la recherche dédiée à l'utilisation des formes organiques de l'azote par le phytoplancton (exemple de l'urée), le rôle de l'activité microbienne (exemple des activités exo enzymatiques) et des TEP (Transparent Exo Polysaccharides) dans la dynamique de la matière organique et du phytoplancton ;
- la mesure des stocks et des flux de nutriments aux niveaux terrestres et aquatiques (des nappes et rivières jusqu'en mer) ;
- la quantification des interactions et des relations entre les différents composés de l'azote réactif et leurs flux ;
- le développement de mesures et de méthodes permettant d'augmenter l'efficacité de l'utilisation et du recyclage de l'azote afin de limiter les apports.

Concernant les **apports de nutriments**, les domaines de recherche identifiés par (Ferreira et al., 2011) sont les suivants :

- Améliorer l'estimation des flux de nutriments d'origine terrestre et atmosphérique, en tenant compte des processus biogéochimiques et biologiques mis en jeux le long du continuum bassin versant - zone de transition - zone côtière ;
- Déterminer l'enrichissement naturel d'origine en nutriments par comparaison des sources d'origine anthropique pour définir un état non impacté et pouvoir faire la distinction entre un état naturellement productif et un état d'eutrophisation culturale pour l'identification de ce qui peut ou non être géré ;
- Déterminer la contribution des apports transfrontaliers et transnationaux et/ou des échanges de nutriments par rapport aux sources terrestre et atmosphérique et comment gérer ces apports ;
- Évaluer les impacts potentiels du changement climatique sur la disponibilité des nutriments incluant leur mode de transport (exemples : à partir de nouveaux schémas de circulation, par l'augmentation des précipitations, par changement des processus d'upwelling et côtier qui seront à l'origine de nouvelles sources de nutriments ou exacerberont les sources existantes), la transformation de ces nutriments et de la matière organique ;
- Déterminer comment différencier les impacts liés au changement climatique de ceux liés aux activités humaines et comment les gérer au mieux ;
- Évaluer les relations entre les indicateurs/paramètres proposés et les proxies des pressions d'enrichissement en nutriments (exemple : changement des concentrations en nutriments comme indicateur de pressions lorsque cela s'avère pertinent) afin de définir des cibles spécifiques aux écorégions ou aux habitats pour le BEE.

Concernant la **production primaire et la régulation des efflorescences algales**, les domaines de recherche identifiés par (Ferreira et al., 2011) sont les suivants :

- Étude des relations entre concentrations en nutriments, en chlorophylle et la production primaire et de la robustesse de leur utilisation combinée dans le cadre de l'évaluation de l'eutrophisation ;
- Étude de la régulation par les nutriments et de la stœchiométrie de la production de biomasse algale (phytoplancton et macroalgues) en tenant compte des phénomènes de sélection d'espèces et de groupes fonctionnels et de structuration de la communauté algale ;
- Étude de la relation entre enrichissement en nutriments et changement dans la structure et le fonctionnement de la chaîne trophique planctonique ;
- Étude des effets du contrôle top-down (exemples : filtration par les coquillages, grazing par le zooplancton) et des autres interactions au sein du réseau trophique (infections virales, parasitisme, rôle de la mixotrophie, etc.) dans la régulation de la biomasse algale et sur la transmission, l'amplification des effets ;
- Développement de nouveaux outils d'évaluation du phytoplancton (méthodes alternatives au dénombrement du phytoplancton par microscopie optique – exemples : cytométrie, imagerie, signature spectrale, etc.) ;
- Développement des outils de la surveillance permettant de tenir compte des échelles spatiales et temporelles mises en jeu lors du développement du phytoplancton (exemples : mesures automatisées à haute fréquence en continu, navires d'opportunités, images satellites, modélisation, etc.).

Les domaines de recherche identifiés par (Ferreira et al., 2011) pour l'étude des **algues nuisibles** sont les suivants :

- Identification et compréhension du lien entre les efflorescences d'algues nuisibles (HAB – Harmful Algal Blooms) et de l'expression des toxicités, et les apports de nutriments (en terme de stocks, de flux, de formes et de rapports) et/ou de carbone et leurs conséquences sur le réseau trophique ;
- Identification du rôle des mécanismes hydrodynamiques (upwelling, stratification, etc.) ou biologiques (stratégie physiologique comme la mixotrophie, l'hydrolyse, formation de cystes, etc.) dans la formation des HABs et de l'expression des toxicités et des possibilités de gestion de ces mécanismes.

Les domaines de recherche identifiés par (Ferreira et al., 2011) en ce qui concerne **la valeur, l'hystérésis, la résilience et la restauration des écosystèmes marins** sont les suivants :

- Évaluation de l'impact de l'eutrophisation sur les communautés (notamment celle de la végétation marine submergée en tant qu'habitat pour de nombreux organismes tels que les invertébrés, les juvéniles de poissons, etc.) et leur capacité à soutenir d'autres communautés ;
- Évaluation des biens et services rendus par les communautés ;
- Développement d'outils de planification et de gestion spatialisée des zones à enjeux en lien avec le risque d'eutrophisation ;

- Identification des facteurs qui contrôlent les occurrences et l'extension des phénomènes d'hypoxie et/ou d'anoxie ainsi que les impacts de tels événements sur la résilience et la restauration des communautés benthiques ;
- Différenciation entre la variation naturelle et les augmentations de l'étendue spatiale des sédiments et des eaux de fond anoxiques liées aux apports anthropiques de matières organiques ;
- Détermination des capacités d'hystérésis et de résilience des écosystèmes marins afin de définir le point de non-retour au-delà duquel le système évoluera inévitablement vers un autre état et pour lequel un retour à l'état initial sera difficile voire impossible. En effet, (Duarte et al., 2009) (Figure 4.116), attirent l'attention sur l'importance de considérer le phénomène d'hystérésis lors de l'étude de la réponse d'un écosystème à des protocoles de gestion. Par exemple, la réponse à une réduction des apports de nutriments ne sera pas immédiate et ne sera pas une simple inversion du processus ayant conduit à un état où l'intégrité du système est menacée. Ces auteurs présentent les différentes hypothèses de retour à un état passé en tenant compte d'éventuelles modifications du niveau de référence, de changement de régime ou de la combinaison des deux. Ils n'excluent pas l'hypothèse de ne pas pouvoir revenir à un état passé quelles que soient les mesures mises en œuvres.

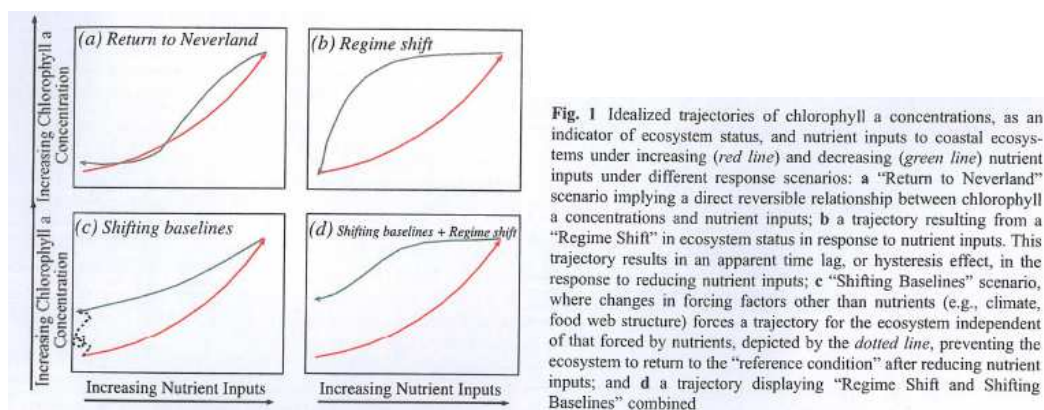


Figure 4.116. Trajectoires idéalisées des concentrations en chlorophylle a, utilisées comme indicateur de l'état de l'écosystème, en fonction des apports de nutriments à l'écosystème côtier dans des conditions croissantes (ligne rouge) ou décroissantes (ligne verte). (a) retour à Neverland, (b) changement de régime, (c) changement de ligne de base et (d) combinaison d'un changement de régime et de ligne de base. Source : Duarte et al. 2009.

4.3. Les départements d'outre-mer

Une double difficulté s'est posée pour produire un état des lieux des formes et des manifestations de l'eutrophisation dans les DOM. D'une part, la littérature scientifique académique est quasiment inexistante, la majeure partie des informations disponibles se trouvant dans la littérature grise. D'autre part, les scientifiques spécialistes des DOM, peu nombreux, sont déjà impliqués dans des groupes de travail nationaux ou locaux, souvent orientés vers le développement des méthodes de surveillance de

la qualité des éco et hydrosystèmes. Dans ce contexte, les éléments présentés ci-dessous ont été recueillis lors d'échanges avec des scientifiques ou des gestionnaires, à partir de leurs connaissances, et de la littérature grise. Ils ne correspondent donc pas à des informations issues de la méthodologie ESCo, mais sont présentés afin de fournir une vision générale de la problématique « eutrophisation » dans les DOM.

Il n'existe pas de situations critiques signalées pour les **cours d'eau** des DOM (Antilles, Réunion), en raison de leur topographie (pentes fortes) et de leur hydrologie très puissante avec des précipitations très importantes sur les parties sous le vent (ex. jusqu'à 10 m en pluviométrie annuelle à la Réunion), impliquant un très grand renouvellement des eaux, des temps de séjours courts. Dans les cours aval, dont la pente diminue et qui peuvent cumuler des influences urbaines, des eaux de mauvaise qualité sont signalées en Guadeloupe. En Guyane, l'orpaillage dans le lit majeur de certains cours d'eau s'accompagne de transfert de sédiments, dont des nutriments. Il n'a cependant pas été constaté de signes d'eutrophisation, vraisemblablement en raison de la forte turbidité (naturelle et liée à l'orpaillage) et au fort ombrage de sites exploités à ciel ouvert. Certains **plans d'eau**, avec des cas signalés à Mayotte (blooms de cyanobactéries), peuvent connaître une eutrophisation, souvent d'origine urbaine. Les réseaux de surveillance, gérés par les Offices de l'eau et le Parc Naturel Marin pour Mayotte, sont de création récente ; ils permettront d'affiner le diagnostic territorial actuel et à terme de construire des chroniques.

Les **masses d'eau côtières** des DOM insulaires, caractéristiques des milieux lagunaires tropicaux, sont historiquement oligotrophes, c'est-à-dire très pauvres en nutriments. L'enrichissement en nutriments de ces milieux a des impacts négatifs sur les coraux et favorisent le développement de certaines macroalgues qui prolifèrent. 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 favorisée par la surexploitation de leurs prédateurs) peut conduire à un basculement rapide d'un écosystème récifal vers un milieu dominé par les macroalgues. Ce processus de basculement est observé dans de nombreux écosystèmes coralliens, ainsi que dans des lagons tropicaux. Dans les Caraïbes, où la fragilité des écosystèmes est augmentée par l'isolement géographique et la spécificité de la faune, l'action synergique des facteurs naturels et anthropiques, exacerbés par le changement climatique, a eu pour impact de réduire de 70% le recouvrement moyen des coraux en l'espace de trois décennies. Aux Antilles, des productions phytoplanctoniques en relation avec l'eutrophisation de baies ont été rapportées (Baies du Robert, Baie de Ste Luce, Baie du Trésor). A la Réunion, il y a une problématique de qualité du lagon (STEP de l'Ermitage) et des cas extrêmes d'eutrophisation (par ex. l'étang du Gol) avec des épisodes importants de mortalité de poissons. En Guyane, pas de problématique d'eutrophisation littorale d'origine anthropique signalé.

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.

4.4. Références bibliographiques

- Abati, S.; Minciardi, M.R.; Ciadamidaro, S.; Fattorini, S.; Ceschin, S., 2016. Response of macrophyte communities to flow regulation in mountain streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (7): 1-12. 10.1007/s10661-016-5420-2
- Abbate, M.C.L.; Molinero, J.C.; Guinder, V.A.; Dutto, M.S.; de Cao, M.S.B.; Etcheverry, L.A.R.; Pettigrosso, R.E.; Carcedo, M.C.; Hoffmeyer, M.S., 2015. Microplankton dynamics under heavy anthropogenic pressure. The case of the Bahia Blanca Estuary, southwestern Atlantic Ocean. *Marine Pollution Bulletin*, 95 (1): 305-314. 10.1016/j.marpolbul.2015.03.026
- Abonyi, A.; Leitao, M.; Lancon, A.; Padisak, J., 2012. Phytoplankton functional groups as indicators of human impacts along the River Loire (France). *Hydrobiologia*, 698 (1): 233-249. 10.1007/s10750-012-1130-0
- Abonyi, A.; Leitao, M.; Stankovic, I.; Borics, G.; Varbiro, G.; Padisak, J., 2014. A large river (River Loire, France) survey to compare phytoplankton functional approaches: Do they display river zones in similar ways? *Ecological Indicators*, 46: 11-22. 10.1016/j.ecolind.2014.05.038
- Abril, G.; Etcheber, H.; Delille, B.; Frankignoulle, M.; Borges, A., 2003. Carbonate dissolution in the turbid and eutrophic Loire estuary. *Marine Ecology Progress Series*, 259: 129-138. 10.3354/meps259129
- Adams, M.S.; Sand-Jensen, K., 1991. Introduction ecology of submersed aquatic macrophytes. *Aquatic Botany*, 41 (1): 1-4. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770\(91\)90036-5](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770(91)90036-5)
- Adams, N.; Bealing, D., 1994. Organic pollution: biochemical oxygen demand and ammonia. In: P., C., ed. *Handbook of ecotoxicology*. Oxford: Blackwell Scientific Publications, Vol.2, 264-285
- AEE, 2014. *Rapport Horizon 2020 sur la Méditerranée. Vers des systèmes d'information partagés sur l'environnement.* : Rapport conjoint AEE-PNUE/PAM (AEE rapport technique NO 11/2014).
- AFNOR, 2014. NF EN 14184. Qualité de l'eau - Guide pour l'étude des macrophytes aquatiques dans les cours d'eau. 16
- Agence de l'Eau, 1999. Système d'évaluation de la qualité de l'eau des cours d'eau. *Études interagences*, 64 pages.
- Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (R.M.C.), 2003. *Réseau d'observation de l'eutrophisation des cours d'eau. Résultats en 1998-1999 et tendances en 2002*: Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse (R.M.C.), 46 p.
- Agence de l'eau RMC, 1996. Eutrophisation des milieux aquatiques : Bilan des connaissances et stratégies de lutte, Agence de l'eau Rhône Méditerranée Corse. 26
- Akbay, N.; Anul, N.; Yerli, S.; Soyupak, S.; Yurteri, C., 1999. Seasonal distribution of large phytoplankton in the Keban Dam Reservoir. *Journal of Plankton Research*, 21 (4): 771-787. 10.1093/plankt/21.4.771
- Alabaster, J.S.; Lloyd, R., 1982. *Water quality criteria for freshwater fish*. London: Butterworths
- Alastair, F.S.; Fryer, R.J.; Webster, L.; Berx, B.; Taylor, A.; Walsham, P.; Turrell, W.R., 2014. Setting background nutrient levels for coastal waters with oceanic influences. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 145: 69-79. 10.1016/j.ecss.2014.04.006
- Albarino, R.J.; Villanueva, V.D., 2006. Feeding ecology of two plecopterans in low order Andean-Patagonian streams. *International Review of Hydrobiology*, 91 (2): 122-135. 10.1002/iroh.200510823
- Alexander, R.B.; Johnes, P.J.; Boyer, E.W.; Smith, R.A., 2002. A comparison of models for estimating the riverine export of nitrogen from large watersheds. *The Nitrogen Cycle at Regional to Global Scales*. Springer, 295-339
- Alexander, R.B.; Smith, R.A., 2006. Trends in the nutrient enrichment of US rivers during the late 20th century and their relation to changes in probable stream trophic conditions. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 639-654
- Alexander, R.B.; Smith, R.A.; Schwarz, G.E.; Boyer, E.W.; Nolan, J.V.; Brakebill, J.W., 2008. Differences in Phosphorus and Nitrogen Delivery to The Gulf of Mexico from the Mississippi River Basin. *Environmental Science & Technology*, 42 (3): 822-830. 10.1021/es0716103
- Ali, M.M.; Murphy, K.J.; Abernethy, V.J., 1999. Macrophyte functional variables versus species assemblages as predictors of trophic status in flowing waters. *Hydrobiologia*, 415: 131-138
- Alkire, M.B.; Lee, C.; D'Asaro, E.; Perry, M.J.; Briggs, N.; Cetinic, I.; Gray, A., 2014. Net community production and export from Seaglider measurements in the North Atlantic after the spring bloom. *Journal of Geophysical Research-Oceans*, 119 (9): 6121-6139. 10.1002/2014jc010105
- Allan, J.D., 1995. *Stream ecology: structure and function of running waters* London: Chapman and Hall
- Allan, J.D., 2004. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 35: 257-284
- Allan, J.D.; Castillo, M.M., 2007. *Stream Ecology. Structure and Function of Running Waters*. Springer
- Allan, J.D.; McIntyre, P.B.; Smith, S.D.P.; Halpern, B.S.; Boyer, G.L.; Buchsbaum, A.; Burton, G.A.; Campbell, L.M.; Chadderton, W.L.; Ciborowski, J.J.H.; Doran, P.J.; Eder, T.; Infante, D.M.; Johnson, L.B.; Joseph, C.A.; Marino, A.L.; Prusevich, A.; Read, J.G.; Rose, J.B.; Rutherford, E.S.; Sowa, S.P.; Steinman, A.D., 2013. Joint analysis of stressors and ecosystem services to enhance restoration effectiveness. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110 (1): 372-377. 10.1073/pnas.1213841110

- Allan, J.D.; Smith, S.D.P.; McIntyre, P.B.; Joseph, C.A.; Dickinson, C.E.; Marino, A.L.; Biel, R.G.; Olson, J.C.; Doran, P.J.; Rutherford, E.S.; Adkins, J.E.; Adeyemo, A.O., 2015. Using cultural ecosystem services to inform restoration priorities in the Laurentian Great Lakes. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 13 (8): 418-424. 10.1890/140328
- Alonso, A., 2005. *Valoración de la degradación ambiental y efectos ecotoxicológicos sobre la comunidad de macroinvertebrados bentónicos en la cabecera del río Henares*. Doctoral Dissertation. Universidad de Alcalá, Alcalá de Henares (Madrid), Spain.
- Ameziane, T.; Garabetian, F.; Dalger, D.; Sauvage, S.; Dauta, A.; Capblancq, J., 2002. Epilithic biomass in a large gravel-bed river (the Garonne, France): A manifestation of eutrophication? *River Research and Applications*, 18 (4): 343-354. 10.1002/rra.675
- Andersen, F.H.; Casternsen, J.; Conley, D.J.; Dromph, K.; Fleming-Lehtinen, V.; Gustafsson, B.G.; Josefson, A.B.; Norkko, A.; Villnas, A.; Murray, C., 2015. Long-term temporal and spatial trends in eutrophication status of the Baltic Sea. *Biological Reviews*. 10.1111/brv.12221
- Anderson, D.M.; Glibert, P.M.; Burkholder, J.M., 2002. Harmful algal blooms and eutrophication: Nutrient sources, composition, and consequences. *Estuaries*, 25 (4B): 704-726. 10.1007/bf02804901
- Anneville, O., 2001. *Diagnostic sur l'évolution de l'état de santé écologique du Léman par l'analyse des séries chronologiques du phytoplancton* Thèse Université C. Bernard Lyon 1.
- Anneville, O.; Domaizon, I.; Kerimoglu, O.; Rimet, F.; Jacquet, S., 2015. Blue-Green Algae in a "Greenhouse Century"? New Insights from Field Data on Climate Change Impacts on Cyanobacteria Abundance. *Ecosystems*, 18 (3): 441-458. 10.1007/s10021-014-9837-6
- 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. 10.1093/plankt/24.10.993
- Anneville, O.; Molinero, J.C.; Souissi, S.; Balvay, G.; Gerdeaux, D., 2007. Long-term changes in the copepod community of Lake Geneva. *Journal of Plankton Research*, 29: 149-159. 10.1093/plankt/fbl066
- Anneville, O.; Vogel, C.; Lobry, J.; Guillard, J., 2017. Fish communities in the Anthropocene: detecting drivers of changes in the deep peri-alpine Lake Geneva. *Inland Waters*, 7 (1): 65-76
- Appelberg, M.; Bergquist, B.C.; Degerman, E., 1998. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams—a preliminary approach. *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen*, 27 (1): 311-315
- Arend, K.K.; Beletsky, D.; DePinto, J.V.; Ludsin, S.A.; Roberts, J.J.; Rucinski, D.K.; Scavia, D.; Schwab, D.J.; Höök, T.O., 2011. Seasonal and interannual effects of hypoxia on fish habitat quality in central Lake Erie. *Freshwater Biology*, 56 (2): 366-383
- Argillier, C.; Caussé, S.; Gevrey, M.; Pédrón, S.; De Bortoli, J.; Brucet, S.; Emmrich, M.; Jeppesen, E.; Lauridsen, T.; Mehner, T.; Olin, M.; Rask, M.; Volta, P.; Winfield, I.J.; Kelly, F.; Krause, T.; Palm, A.; Holmgren, K., 2013. Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia*, 704 (1): 193-211. 10.1007/s10750-012-1282-y
- Arhonditsis, G.B.; Qian, S.S.; Stow, C.A.; Lamon, E.C.; Reckhow, K.H., 2007. Eutrophication risk assessment using Bayesian calibration of process-based models: Application to a mesotrophic lake. *Ecological Modelling*, 208 (2-4): 215-229. 10.1016/j.ecolmodel.2007.05.020
- Armendariz, L.; Ocon, C.; Capitulo, A.R., 2012. Potential responses of oligochaetes (Annelida, Clitellata) to global changes: Experimental fertilization in a lowland stream of Argentina (South America). *Limnologia*, 42 (2): 118-126. 10.1016/j.limno.2011.09.005
- Arnold, J.G.; Moriasi, D.N.; Gassman, P.W.; Abbaspour, K.C.; White, M.J.; Srinivasan, R.; Santhi, C.; Harmel, R.; Van Griensven, A.; Van Liew, M.W., 2012. SWAT: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the Asabe*, 55 (4): 1491-1508
- Artigas, J.; Garcia-Berthou, E.; Bauer, D.E.; Castro, M.I.; Cocherio, J.; Colautti, D.C.; Cortelezzi, A.; Donato, J.C.; Elozegi, A.; Feijoo, C.; Giorgi, A.; Gomez, N.; Leggieri, L.; Munoz, I.; Rodrigues-Capitulo, A.; Romanpi, A.M.; Sabater, S., 2013. Global pressures, specific responses: effects of nutrient enrichment in streams from different biomes. *Environmental Research Letters*, 8 (1): 13. 10.1088/1748-9326/8/1/014002
- Ashton, M.J.; Morgan, R.P.; Stranko, S., 2014. Relations between macroinvertebrates, nutrients, and water quality criteria in wadeable streams of Maryland, USA. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (2): 1167-1182. 10.1007/s10661-013-3447-1
- Atalah, J.; Kelly-Quinn, M.; Irvine, K.; Crowe, T.P., 2010. Impacts of invasion by *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) on the performance of macroinvertebrate assessment tools for eutrophication pressure in lakes. *Hydrobiologia*, 654 (1): 237-251. 10.1007/s10750-010-0391-8
- Atkinson, C.L.; Capps, K.A.; Rugenski, A.T.; Vanni, M.J., 2017. Consumer-driven nutrient dynamics in freshwater ecosystems: from individuals to ecosystems. *Biological Reviews*, 92 (4): 2003-2023. 10.1111/brv.12318
- Ator, S.W.; Garcia, A.M., 2016. Application of SPARROW Modeling to Understanding Contaminant Fate and Transport from Uplands to Streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 52 (3): 685-704. 10.1111/1752-1688.12419
- Audet, J.; Martinsen, L.; Hasler, B.; de Jonge, H.; Karydi, E.; Ovesen, N.B.; Kronvang, B., 2014. Comparison of sampling methodologies for nutrient monitoring in streams: uncertainties, costs and implications for mitigation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18 (11): 4721-4731. 10.5194/hess-18-4721-2014

- Audet, J.; Martinsen, L.; Hasler, B.; Jonge, H.d.; Karydi, E.; Ovesen, N.B.; Kronvang, B., 2014. Comparison of sampling methodologies for nutrient monitoring in streams: uncertainties, costs and implications for mitigation. *Hydrology and Earth System Sciences*, 18 (11): 4721-4731
- 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). 10.1002/ecs2.1298
- Aulenbach, B.T.; Hoopert, R.P., 2006. The composite method: an improved method for stream-water solute load estimation. *Hydrological Processes*, 20 (14): 3029-3047. 10.1002/hyp.6147
- Azevedo, L.B.; van Zelm, R.; Leuven, R.; Hendriks, A.J.; Huijbregts, M.A.J., 2015. Combined ecological risks of nitrogen and phosphorus in European freshwaters. *Environmental Pollution*, 200: 85-92. 10.1016/j.envpol.2015.02.011
- Azzella, M.M.; Rosatti, L.; Blasi, C., 2013. Phytosociological survey as a baseline for environmental status assessment: the case of hydrophytic vegetation of a deep volcanic lake *Plant Sociology*, 50 (1): 33-46
- Baatrup-Pedersen, A.; Gothe, E.; Larsen, S.E.; O'Hare, M.; Birk, S.; Riis, T.; Friberg, N., 2015. Plant trait characteristics vary with size and eutrophication in European lowland streams. *Journal of Applied Ecology*, 52 (6): 1617-1628. 10.1111/1365-2664.12509
- Bae, M.J.; Li, F.Q.; Verdonschot, P.F.M.; Park, Y.S., 2013. Characterization of Ecological Exergy Based on Benthic Macroinvertebrates in Lotic Ecosystems. *Entropy*, 15 (6): 2319-2339. 10.3390/e15062319
- Bahls, L.L., 1993. *Periphyton bioassessment methods for Montana streams*. Water Quality Bureau, Department of Health and Environmental Sciences
- Baker, D.B.; Confesor, R.; Ewing, D.E.; Johnson, L.T.; Kramer, J.W.; Merryfield, B.J., 2014. Phosphorus loading to Lake Erie from the Maumee, Sandusky and Cuyahoga rivers: The importance of bioavailability. *Journal of Great Lakes Research*, 40 (3): 502-517. 10.1016/j.jglr.2014.05.001
- Balbi, D., 2000. Suspended chlorophyll in the River Nene, a small nutrient-rich river in eastern England: long-term and spatial trends. *Science of the Total Environment*, 251: 401-421. 10.1016/S0048-9697(00)00419-8
- Balvay, G., 1972. Evolution de la biocénose planctonique du lac d'Annecy. *Annales d'Hydrobiologie*, 3 (2): 93-116
- Balvay, G.; Druard, J.C., 2009. *Le lac d'Annecy et son plancton*. Editions QUAE
- Bandeira, B.; Jamet, J.L.; Jamet, D.; Ginoux, J.M., 2013. Mathematical convergences of biodiversity indices. *Ecological Indicators*, 29: 522-528. 10.1016/j.ecolind.2013.01.028
- Barbe, J.; Lafont, M.; Mallet, L.; Mouthon, J.; PHILIPPE, M.; Vey, V., 2003. Actualisation de la méthode de diagnose rapide des plans d'eau: analyse critique des indices de qualité des lacs et propositions d'indices de fonctionnement de l'écosystème lacustre. *Cemagref, Lyon*: 107
- Baron, J.S.; Poff, N.L.; Angermeier, P.L.; Dahm, C.N.; Gleick, P.H.; Hairston, N.G.; Jackson, R.B.; Johnston, C.A.; Richter, B.D.; Steinman, A.D., 2002. Meeting ecological and societal needs for freshwaters. *Ecological Applications*: 294-316
- Barroin, G., 1986. La relation phosphore oxygène : un outil mathématique pour caractériser le métabolisme phosphaté de lac profonds. *Revue des Sciences de l'Eau*, 5: 29-42
- Barroin, G., 1995. Les phosphates ou comment manipuler la science. *La Recherche*, 281: 55-60
- Bazzanti, M.; Mastrantuono, L.; Solimini, A.G., 2012. Selecting macroinvertebrate taxa and metrics to assess eutrophication in different depth zones of Mediterranean lakes. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (2): 133-143. 10.1127/1863-9135/2012/0200
- Beisel, J.N.; Usseglio-Polatera, P.; Thomas, S.; Moreteau, J.C., 1998. Stream community structure in relation to spatial variation: the influence of mesohabitat characteristics. *Hydrobiologia*, 389 (1-3): 73-88. 10.1023/a:1003519429979
- Bende-Michl, U.; Hairsine, P.B., 2010. A systematic approach to choosing an automated nutrient analyser for river monitoring. *Journal of Environmental Monitoring*, 12 (1): 127-134. 10.1039/0110156j
- Bende-Michl, U.; Verburg, K.; Cresswell, H.P., 2013. High-frequency nutrient monitoring to infer seasonal patterns in catchment source availability, mobilisation and delivery. *Environmental Monitoring and Assessment*, 185 (11): 9191-9219. 10.1007/s10661-013-3246-8
- Benitez-Mora, A.; Camargo, J.A., 2014. Ecological responses of aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates to dams in the Henares River Basin (Central Spain). *Hydrobiologia*, 728 (1): 167-178. 10.1007/s10750-014-1816-6
- Bennion, H., 1994. A DIATOM-PHOSPHORUS TRANSFER-FUNCTION FOR SHALLOW, EUTROPHIC PONDS IN SOUTHEAST ENGLAND. *Hydrobiologia*, 275: 391-410
- Bergfur, J., 2013. Temporal variation in carbon and nitrogen isotope ratios of aquatic biota in two contrasting boreal streams. *Fundamental and Applied Limnology*, 182 (3): 205-218. 10.1127/1863-9135/2013/0410
- Bergfur, J.; Johnson, R.K.; Sandin, L.; Goedkoop, W., 2009. Effects of nutrient enrichment on C and N stable isotope ratios of invertebrates, fish and their food resources in boreal streams. *Hydrobiologia*, 628 (1): 67-79. 10.1007/s10750-009-9746-4
- Bernhardt, E.S.; Palmer, M.A., 2007. Restoring streams in an urbanizing world. *Freshwater Biology*, 52 (4): 738-751. doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01718.x
- Berrada, D.F.; Berrada, R.; Benzekri, A., 1999. Dynamics of phytoplankton and relationship with physical and chemical parameters in El Kansera lake-reservoir (Morocco). *Annales De Limnologie-International Journal of Limnology*, 35 (3): 155-166

- Berthon, V.; Marchetto, A.; Rimet, F.; Dormia, E.; Jenny, J.P.; Pignol, C.; Perga, M.E., 2013. Trophic history of French sub-Alpine lakes over the last similar to 150 years: phosphorus reconstruction and assessment of taphonomic biases. *Journal of Limnology*, 72 (3): 417-429. 10.4081/jlimnol.2013.e34
- Besse-Lototskaya, A.; Verdonschot, P.F.M.; Sinkeldam, J.A., 2006. Uncertainty in diatom assessment: Sampling, identification and counting variation. *Hydrobiologia*, 566: 247-260. 10.1007/s10750-006-0092-5
- Bieroza, M.Z.; Heathwaite, A.L., 2015. Seasonal variation in phosphorus concentration–discharge hysteresis inferred from high-frequency in situ monitoring. *Journal of Hydrology*, 524: 333-347. 10.1016/j.jhydrol.2015.02.036
- Bieroza, M.Z.; Heathwaite, A.L.; Mullinger, N.J.; Keenan, P.O., 2014. Understanding nutrient biogeochemistry in agricultural catchments: the challenge of appropriate monitoring frequencies. *Environmental Science-Processes & Impacts*, 16 (7): 1676-1691. 10.1039/c4em00100a
- Biggs, B.J.F.; Francoeur, S.N.; Hury, A.D.; Young, R.; Arbuckle, C.J.; Townsend, C.R., 2000. Trophic cascades in streams: effects of nutrient enrichment on autotrophic and consumer benthic communities under two different fish predation regimes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57 (7): 1380-1394. 10.1139/cjfas-57-7-1380
- Billen, G.; Décamps, H.; Garnier, J.; Boët, P.; Meybeck, M.; Servais, P., 1995. Atlantic river systems of Europe. In: Cushing, C.E.; Cummins, K.W.; Minshall, G.W., eds. *Ecosystems of the world*. Elsevier, Vol.22, 389-418
- Billen, G.; Garnier, J.; Nemery, J.; Sebilo, M.; Sferratore, A.; Barles, S.; Benoit, P.; Benoit, M., 2007. A long-term view of nutrient transfers through the Seine river continuum. *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 80-97. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.005
- Billoir, E.; Coulaud, R.; Larras, F.; Usseglio-Polatera, P., 2015. *Finalisation I2M2, chantier Diagnostic multi-EQB et développement d'un indice pour les grands cours d'eau*: Rapport Université de Lorraine (LIEC) pour l'ONEMA, Novembre 2015.
- Birgand, F.; Faucheu, C.; Gruau, G.; Augeard, B.; Moatar, F.; Bordenave, P., 2010. UNCERTAINTIES IN ASSESSING ANNUAL NITRATE LOADS AND CONCENTRATION INDICATORS: PART 1. IMPACT OF SAMPLING FREQUENCY AND LOAD ESTIMATION ALGORITHMS. *Transactions of the Asabe*, 53 (2): 437-446
- Birk, S.; Bonne, W.; Borja, A.; Brucet, S.; Courrat, A.; Poikane, S.; Solimini, A.; van de Bund, W.; Zampoukas, N.; Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31-41. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.10.009>
- Birk, S.; Bonne, W.; Borja, A.; Brucet, S.; Courrat, A.; Poikane, S.; Solimini, A.; van de Bund, W.V.; Zampoukas, N.; Hering, D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: An almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31-41. 10.1016/j.ecolind.2011.10.009
- Birk, S.; Korte, T.; Hering, D., 2006. Intercalibration of assessment methods for macrophytes in lowland streams: direct comparison and analysis of common metrics. *Hydrobiologia*, 566 (1): 417-430. 10.1007/s10750-006-0080-9
- Birk, S.; Willby, N., 2011. *WFD Intercalibration Phase 2: Milestone 5 report*. Central-Baltic GIG Macrophytes: European Commission - Directorate General Jrc (Joint Research Centre), 26.
- Birk, S.; Willby, N.J., 2010. Towards harmonization of ecological quality classification: establishing common grounds in European macrophyte assessment for rivers. *Hydrobiologia*, DOI 10.1007/s10750-010-0327-3:
- Blaen, P.J.; Khamis, K.; Lloyd, C.E.; Bradley, C.; Hannah, D.; Krause, S., 2016. Real-time monitoring of nutrients and dissolved organic matter in rivers: Capturing event dynamics, technological opportunities and future directions. *Sci Total Environ*, 569-570: 647-60. 10.1016/j.scitotenv.2016.06.116
- Borja, A.; Bricker, S.B.; Dauer, D.M.; Demetriades, N.T.; Ferreira, J.G.; Forbes, A.T.; Hutchings, P.; Jia, X.P.; Kenchington, R.; Marques, J.C.; Zhu, C.B., 2008. Overview of integrative tools and methods in assessing ecological integrity in estuarine and coastal systems worldwide. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (9): 1519-1537. 10.1016/j.marpolbul.2008.07.005
- Borja, A.; Dauer, D.M., 2008. Assessing the environmental quality status in estuarine and coastal systems: Comparing methodologies and indices. *Ecological Indicators*, 8 (4): 331-337. 10.1016/j.ecolind.2007.05.004
- Borja, A.; Elliott, M.; Andersen, J.H.; Cardoso, A.C.; Carstensen, J.; Ferreira, J.G.; Heiskanen, A.S.; Marques, J.C.; Neto, J.M.; Teixeira, H.; Uusitalo, L.; Uyarra, M.C.; Zampoukas, N., 2013. Good Environmental Status of marine ecosystems: What is it and how do we know when we have attained it? *Marine Pollution Bulletin*, 76 (1-2): 16-27. 10.1016/j.marpolbul.2013.08.042
- Borja, A.; Elliott, M.; Carstensen, J.; Heiskanen, A.S.; van de Bund, W., 2010. Marine management - Towards an integrated implementation of the European Marine Strategy Framework and the Water Framework Directives. *Marine Pollution Bulletin*, 60 (12): 2175-2186. 10.1016/j.marpolbul.2010.09.026
- Bornette, G.; Puijalon, S., 2011. Response of aquatic plants to abiotic factors: a review. *Aquatic Sciences*, 73 (1): 1-14. 10.1007/s00027-010-0162-7
- Bouraoui, F.; Grizzetti, B., 2011. Long term change of nutrient concentrations of rivers discharging in European seas. *Science of the Total Environment*, 409 (23): 4899-4916. 10.1016/j.scitotenv.2011.08.015
- Bouvy, M.; Falcao, D.; Marinho, M.; Pagano, M.; Moura, A., 2000. Occurrence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. *Aquatic Microbial Ecology*, 23 (1): 13-27. 10.3354/ame023013
- Bouvy, M.; Molica, R.; De Oliveira, S.; Marinho, M.; Beker, B., 1999. Dynamics of a toxic cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) in a shallow reservoir in the semi-arid region of northeast Brazil. *Aquatic Microbial Ecology*, 20 (3): 285-297. 10.3354/ame020285

- Bowes, M.J.; Jarvie, H.P.; Halliday, S.J.; Skeffington, R.A.; Wade, A.J.; Loewenthal, M.; Gozzard, E.; Newman, J.R.; Palmer-Felgate, E.J., 2015. Characterising phosphorus and nitrate inputs to a rural river using high-frequency concentration-flow relationships. *Science of the Total Environment*, 511: 608-620. 10.1016/j.scitotenv.2014.12.086
- Bowes, M.J.; Smith, J.T.; Neal, C., 2009. The value of high-resolution nutrient monitoring: A case study of the River Frome, Dorset, UK. *Journal of Hydrology*, 378 (1-2): 82-96. 10.1016/j.jhydrol.2009.09.015
- Bowes, M.J.; Smith, J.T.; Neal, C.; Leach, D.V.; Scarlett, P.M.; Wickham, H.D.; Harman, S.A.; Armstrong, L.K.; Davy-Bowker, J.; Haft, M.; Davies, C.E., 2011. Changes in water quality of the River Frome (UK) from 1965 to 2009: Is phosphorus mitigation finally working? *Science of the Total Environment*, 409 (18): 3418-3430. 10.1016/j.scitotenv.2011.04.049
- Bowman, M.F.; Chambers, P.A.; Schindler, D.W., 2007. Constraints on benthic algal response to nutrient addition in oligotrophic mountain rivers. *River Research and Applications*, 23 (8): 858-876. 10.1002/rra.1025
- Boyer, J.N.; Kelble, C.R.; Ortner, P.B.; Rudnick, D.T., 2009. Phytoplankton bloom status: Chlorophyll a biomass as an indicator of water quality condition in the southern estuaries of Florida, USA. *Ecological Indicators*, 9: S56-S67. 10.1016/j.ecolind.2008.11.013
- Brabec, K.; Zahradkova, S.; Nemejcova, D.; Paril, P.; Kokes, J.; Jarkovsky, J., 2004. Assessment of organic pollution effect considering differences between lotic and lentic stream habitats. *Hydrobiologia*, 516 (1): 331-346. 10.1023/b:hydr.0000025274.47757.85
- Breitburg, D., 2002. Effects of hypoxia, and the balance between hypoxia and enrichment, on coastal fishes and fisheries. *Estuaries and Coasts*, 25 (4): 767-781
- Breitburg, D.L.; Hondorp, D.W.; Davias, L.A.; Diaz, R.J., 2009. Hypoxia, Nitrogen, and Fisheries: Integrating Effects Across Local and Global Landscapes. *Annual Review of Marine Science*, 1: 329-349. 10.1146/annurev.marine.010908.163754
- Brenden, T.O.; Wang, L.; Su, Z., 2008. Quantitative Identification of Disturbance Thresholds in Support of Aquatic Resource Management. *Environmental Management*, 42 (5): 821-832. 10.1007/s00267-008-9150-2
- Brennan, R.B.; Scott, J.T.; Sharpley, A.N.; Lally, H.T.; Jarvie, H.P.; Bowes, M.J.; Haggard, B.E.; Gbur, E., 2017. Linking Soil Erosion to Instream Dissolved Phosphorus Cycling and Periphyton Growth. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53 (4): 809-821. 10.1111/1752-1688.12534
- Bresciani, M.; Adamo, M.; De Carolis, G.; Matta, E.; Pasquariello, G.; Vaiciute, D.; Giardino, C., 2014. Monitoring blooms and surface accumulation of cyanobacteria in the Curonian Lagoon by combining MERIS and ASAR data. *Remote Sensing of Environment*, 146: 124-135. 10.1016/j.rse.2013.07.040
- Bresciani, M.; Stroppiana, D.; Odermatt, D.; Morabito, G.; Giardino, C., 2011. Assessing remotely sensed chlorophyll-a for the implementation of the Water Framework Directive in European perialpine lakes. *Science of the Total Environment*, 409 (17): 3083-3091. 10.1016/j.scitotenv.2011.05.001
- Bricker, S.B.; Ferreira, J.G.; Simas, T., 2003. An integrated methodology for assessment of estuarine trophic status. *Ecological Modelling*, 169 (1): 39-60. 10.1016/s0304-3800(03)00199-6
- Brodersen, K.P.; Dall, P.C.; Lindegaard, C., 1998. The fauna in the upper stony littoral of Danish lakes: macroinvertebrates as trophic indicators. *Freshwater Biology*, 39 (3): 577-592. 10.1046/j.1365-2427.1998.00298.x
- Brucet, S.; Poikane, S.; Lyche-Solheim, A.; Birk, S., 2013. Biological assessment of European lakes: ecological rationale and human impacts. *Freshwater Biology*, 58 (6): 1106-1115. 10.1111/fwb.12111
- Brun, M.; Soudant, D., 2015. *Synthèse bibliographique relative à la notion d'indicateur dans le contexte de la Directive cadre Stratégie pour le Milieu Marin (DCSMM)*: Ifremer, (ODE/DYNECO/VIGIES/15.01), 68 pages.
- Bryce, S.A.; Larsen, D.P.; Hughes, R.M.; Kaufmann, P.R., 1999. Assessing relative risks to aquatic ecosystems: a Mid-Appalachian case study. *Journal of the American Water Resources Association*, 35: 23-36
- Bukaveckas, P.; MacDonald, A.; Aufdenkampe, A.; Chick, J.; Havel, J.; Schultz, R.; Angradi, T.; Bolgrien, D.; Jicha, T.; Taylor, D., 2011. Phytoplankton abundance and contributions to suspended particulate matter in the Ohio, Upper Mississippi and Missouri Rivers. *Aquatic Sciences*, 73 (3): 419-436. 10.1007/s00027-011-0190-y
- Bullerjahn, G.S.; McKay, R.M.; Davis, T.W.; Baker, D.B.; Boyer, G.L.; D'Anglada, L.V.; Doucette, G.J.; Ho, J.C.; Irwin, E.G.; Kling, C.L.; Kudela, R.M.; Kurmayer, R.; Michalak, A.M.; Ortiz, J.D.; Otten, T.G.; Paerl, H.W.; Qin, B.; Sohngen, B.L.; Stumpf, R.P.; Visser, P.M.; Wilhelm, S.W., 2016. Global solutions to regional problems: Collecting global expertise to address the problem of harmful cyanobacterial blooms. A Lake Erie case study. *Harmful Algae*, 54: 223-238. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.003>
- Burdon, F.J.; Reyes, M.; Alder, A.C.; Joss, A.; Ort, C.; Rasanen, K.; Jokela, J.; Eggen, R.I.L.; Stamm, C., 2016. Environmental context and magnitude of disturbance influence trait-mediated community responses to wastewater in streams. *Ecology and Evolution*, 6 (12): 3923-3939. 10.1002/ece3.2165
- Burkholder, J.M.; Wetzel, R.G.; Klomparens, K.L., 1990. Direct comparison of phosphate uptake by adnate and loosely attached microalgae within an intact biofilm matrix. *Applied and Environmental Microbiology*, 56 (9): 2882-2890
- Burlakova, L.E.; Karatayev, A.Y.; Pennuto, C.; Mayer, C., 2014. Changes in Lake Erie benthos over the last 50 years: Historical perspectives, current status, and main drivers. *Journal of Great Lakes Research*, 40 (3): 560-573. 10.1016/j.jglr.2014.02.008
- Burt, T.; Howden, N.; Worrall, F.; McDonnell, J., 2011. On the value of long-term, low-frequency water quality sampling: avoiding throwing the baby out with the bathwater. *Hydrological Processes*, 25 (5): 828-830. 10.1002/hyp.7961
- Burt, T.; Howden, N.; Worrall, F.; Whelan, M., 2008. Importance of long-term monitoring for detecting environmental change: lessons from a lowland river in south east England. *Biogeosciences*, 5 (6): 1529-1535

- Burt, T.; Howden, N.; Worrall, F.; Whelan, M.; Bierzo, M., 2011. Nitrate in United Kingdom Rivers: Policy and Its Outcomes Since 1970. *Environmental Science & Technology*, 45 (1): 175-181. 10.1021/es101395s
- Burt, T.P.; Worrall, F., 2009. Stream nitrate levels in a small catchment in south west England over a period of 35 years (1970-2005). *Hydrological Processes*, 23 (14): 2056-2068. 10.1002/hyp.7314
- Camargo, J.A.; Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32 (6): 831-849. 10.1016/j.envint.2006.05.002
- Camargo, J.A.; Alonso, A., 2006. Ecological and toxicological effects of inorganic nitrogen pollution in aquatic ecosystems: A global assessment. *Environment International*, 32 (6): 831-849
- Camargo, J.A.; Alonso, A.; Salamanca, A., 2005. Nitrate toxicity to aquatic animals: a review with new data for freshwater invertebrates. *Chemosphere*, 58 (9): 1255-1267. 10.1016/j.chemosphere.2004.10.044
- Camargo, J.A.; Alonso, K.; de la Puente, M., 2005. Eutrophication downstream from small reservoirs in mountain rivers of Central Spain. *Water Research*, 39 (14): 3376-3384. 10.1016/j.watres.2005.05.048
- Camargo, J.A.; Gonzalo, C.; Alonso, A., 2011. Assessing trout farm pollution by biological metrics and indices based on aquatic macrophytes and benthic macroinvertebrates: A case study. *Ecological Indicators*, 11 (3): 911-917. 10.1016/j.ecolind.2010.10.001
- Camargo, J.A.; Ward, J.V., 1992. Short-term toxicity of sodium-nitrate (nano₃) to nontarget fresh-water invertebrates. *Chemosphere*, 24 (1): 23-28. 10.1016/0045-6535(92)90563-7
- Camargo, J.A.; Ward, J.V., 1995. Nitrate (no₃-n) toxicity to aquatic life - a proposal of safe concentrations for 2 species of nearctic fresh-water invertebrates. *Chemosphere*, 31 (5): 3211-3216. 10.1016/0045-6535(95)00182-8
- Campbell, J.M.; Jordan, P.; Arnscheidt, J., 2015. Using high-resolution phosphorus data to investigate mitigation measures in headwater river catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (1): 453-464. 10.5194/hess-19-453-2015
- Cao, H.Q.; Recknagel, F.; Orr, P.T., 2013. Enhanced functionality of the redesigned hybrid evolutionary algorithm HEA demonstrated by predictive modelling of algal growth in the Wivenhoe Reservoir, Queensland (Australia). *Ecological Modelling*, 252: 32-43. 10.1016/j.ecolmodel.2012.09.009
- Capblanc, J.; Décamps, H., 2002. L'eutrophisation des eaux continentales : questions à propos d'un processus complexe *NSS*, 10 (2): 6-17
- Capblancq, J.; Décamps, H., 2002. L'eutrophisation des eaux continentales: questions à propos d'un processus complexe. *Nature Sciences Sociétés*, 10 (2): 6-17
- Caraco, N.F.; Cole, J.J., 2002. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. *Ecological Applications*, 12 (5): 1496-1509. 10.1890/1051-0761(2002)012[1496:cioana]2.0.co;2
- Carbener, R.; Trémolières, M.; Mercier, J.L.; Ortscheidt, A., 1990. Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, 86 (1): 71-88. 10.1007/bf00045135
- Carletti, A.; Heiskanen, A.S., 2009. *Water Framework Directive intercalibration technical report. Part 3: Coastal and Transitional Waters*: JRC Scientific and Technical Reports (EUR 23838 EN/3).
- Carpenter, S.R.; Cottingham, K.L., 1997. Resilience and restoration of lakes *Conservation Ecology*, 1 (1): Article 2
- Carpenter, S.R.; Lodge, D.M., 1986. Effects of submersed macrophytes on ecosystem processes. *Aquatic Botany*, 26: 341-370. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770\(86\)90031-8](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770(86)90031-8)
- Carr, G.M., 1998. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian prairie river. *Freshwater Biology*, 39 (3): 525-536. 10.1046/j.1365-2427.1998.00300.x
- Carr, G.M.; Chambers, P.A., 1998. Macrophyte growth and sediment phosphorus and nitrogen in a Canadian. *Freshwater Biology*, 39: 525-536
- Carvalho, L.; Bennion, H.; Dawson, H.; Furze, M.; Gunn, I.; Hughes, R.; Johnston, A.; Maitland, P.; May, L.; Monteith, D.; Luckes, S.; Taylor, R.; Trimmer, M.; Winder, J., 2002. *Nutrient conditions for different levels of ecological status and biological quality in surface waters (Phase I)*. Almondsbury, Bristol: Environment Agency, UK, 289.
- 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 (1-2): 182-193. 10.1016/j.jhydrol.2011.05.020
- Catherine, A.; Troussellier, M.; Bernard, C., 2008. Design and application of a stratified sampling strategy to study the regional distribution of cyanobacteria (Ile-de-France, France). *Water Research*, 42 (20): 4989-5001. 10.1016/j.watres.2008.09.028
- Caussé, S.; Gevrey, M.; Pédrón, S.; Brucet, S.; Holmgren, K.; Emmrich, M.; De Bortoli, J.; Argillier, C., 2011. Deliverable 3.4-4: fish indicators for ecological status assessment of lakes affected by eutrophication and hydromorphological pressures. *Irstea, Aix en Provence*:
- CCMI, 2003. *Canadian water quality guidelines for the protection of aquatic life: nitrate ions*. Winnipeg, Canada.
- CEMAGREF, 1982. *Etude des méthodes biologiques quantitatives d'appréciation de la qualité des eaux*: Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, (Rapport Q.E. Lyon), 218 pp.
- Cerasino, L.; Salmaso, N., 2012. Diversity and distribution of cyanobacterial toxins in the Italian subalpine lacustrine district. *Oceanological and Hydrobiological Studies*, 41 (3): 54-63. 10.2478/s13545-012-0028-9
- Cetin, L.; Zhang, B.; Recknagel, F., 2005. Process-based Simulation Library SALMO-OO for Lake Ecosystems. *Modsim 2005: International Congress on Modelling and Simulation: Advances and Applications for Management and Decision Making: Advances and Applications for Management and Decision Making*: 318-324

- CEVA, 2015. *Etude de connaissance des marées vertes du littoral Atlantique sous influence de la Loire et de la Vilaine (Bretagne sud, Pays de la Loire, Poitou-Charente)*, (CEVA/AQM13001/RAP/019 - V.2.3, 20/01/2015).
- CEVA, 2016. *Programme d'intervention du CEVA en faveur de l'action régionale et interdépartementale pour la maîtrise des phénomènes de marées vertes. Projet 4 : Suivi des proliférations d'algues vertes sur le littoral breton en complément du contrôle de surveillance DCE* 205 pp.
- Chambers, P.A.; McGoldrick, D.J.; Brua, R.B.; Vis, C.; Culp, J.M.; Benoy, G.A., 2012. Development of Environmental Thresholds for Nitrogen and Phosphorus in Streams. *Journal of Environmental Quality*, 41 (1): 7-20. 10.2134/jeq2010.0273
- Chang, C.H.; Cai, L.Y.; Lin, T.F.; Chung, C.L.; van der Linden, L.; Burch, M., 2015. Assessment of the Impacts of Climate Change on the Water Quality of a Small Deep Reservoir in a Humid-Subtropical Climatic Region. *Water*, 7 (4): 1687-1711. 10.3390/w7041687
- CHAPRA, S.; DITORO, D., 1992. DELTA METHOD FOR ESTIMATING PRIMARY PRODUCTION, RESPIRATION, AND REAERATION IN STREAMS - CLOSURE. *Journal of Environmental Engineering-Asce*, 118 (6): 1007-1008. 10.1061/(ASCE)0733-9372(1992)118:6(1007.2)
- Charlebois, P.M.; Marsden, J.E.; Goettel, R.G.; Wolfe, R.K.; Jude, D.J.; Rudnika, S., 1997. The round goby, *Neogobius melanostomus* (Pallas): a review of European and North American literature. *INHS Special Publication*, 20: 76
- Chauvin, C., 2004. *Application de la télédétection par photographie aérienne à la cartographie et au suivi de l'évolution des milieux naturels*: Université de Bourgogne, 65.
- Chen, J.C.; Chen, S.F., 1992. Accumulation of nitrite in the hemolymph of *penaeus-monodon* exposed to ambient nitrite. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Pharmacology Toxicology & Endocrinology*, 103 (3): 477-481. 10.1016/0742-8413(92)90168-7
- Cheng, S.Y.; Chen, J.C., 2002. Study on the oxyhemocyanin, deoxyhemocyanin, oxygen affinity and acid-base balance of *Marsupenaeus japonicus* following exposure to combined elevated nitrite and nitrate. *Aquatic Toxicology*, 61 (3-4): 181-193. 10.1016/s0166-445x(02)00053-x
- Cicerone, D.; Stewart, A.; Roh, Y., 1999. Diel cycles in calcite production and dissolution in a eutrophic basin. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 18 (10): 2169-2177. 10.1897/1551-5028(1999)018<2169:DCICPA>2.3.CO;2
- CIPEL, C.S., 2015. *Programme quinquennal 2011-2015. Rapports sur les études et recherches entreprises dans le bassin lémanique, Campagne 2014*: Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, 257.
- 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. 10.1007/s10750-009-9763-3
- Clews, E.; Low, E.W.; Belle, C.C.; Todd, P.A.; Eikaas, H.S.; Ng, P.K.L., 2014. A pilot macroinvertebrate index of the water quality of Singapore's reservoirs. *Ecological Indicators*, 38: 90-103. 10.1016/j.ecolind.2013.10.030
- Clews, E.; Ormerod, S.J., 2009. Improving bio-diagnostic monitoring using simple combinations of standard biotic indices. *River Research and Applications*, 25 (3): 348-361. 10.1002/rra.1166
- Cloern, J.E., 2001. Our evolving conceptual model of the coastal eutrophication problem. *Marine Ecology Progress Series*, 210: 223-253. 10.3354/meps210223
- Cohn, T.A.; Caulder, D.L.; Gilroy, E.J.; Zynjuk, L.D.; Summers, R.M., 1992. THE VALIDITY OF A SIMPLE STATISTICAL-MODEL FOR ESTIMATING FLUVIAL CONSTITUENT LOADS - AN EMPIRICAL-STUDY INVOLVING NUTRIENT LOADS ENTERING CHESAPEAKE BAY. *Water Resources Research*, 28 (9): 2353-2363
- Cohn, T.A.; Delong, L.L.; Gilroy, E.J.; Hirsch, R.M.; Wells, D.K., 1989. ESTIMATING CONSTITUENT LOADS. *Water Resources Research*, 25 (5): 937-942. 10.1029/WR025i005p00937
- Cole, J.; Pace, M.; Carpenter, S.; Kitchell, J., 2000. Persistence of net heterotrophy in lakes during nutrient addition and food web manipulations. *Limnology and Oceanography*, 45 (8): 1718-1730
- Collingsworth, P.D.; Bunnell, D.B.; Murray, M.W.; Kao, Y.-C.; Feiner, Z.S.; Claramunt, R.M.; Lofgren, B.M.; Höök, T.O.; Ludsin, S.A., 2017. Climate change as a long-term stressor for the fisheries of the Laurentian Great Lakes of North America. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*: 1-29. 10.1007/s11160-017-9480-3
- Collins, V., 1970. Recent studies of bacterial pathogens of freshwater fish. *Wat. Treat. Exam.*, 19: 3-31
- Coloso, J.; Cole, J.; Hanson, P.; Pace, M., 2008. Depth-integrated, continuous estimates of metabolism in a clear-water lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 65 (4): 712-722. 10.1139/F08-006
- Coloso, J.; Cole, J.; Pace, M., 2011. Difficulty in Discerning Drivers of Lake Ecosystem Metabolism with High-Frequency Data. *Ecosystems*, 14 (6): 935-948. 10.1007/s10021-011-9455-5
- Coloso, J.; Cole, J.; Pace, M., 2011. Short-term variation in thermal stratification complicates estimation of lake metabolism. *Aquatic Sciences*, 73 (2): 305-315. 10.1007/s00027-010-0177-0
- Conley, D.J.; Kaas, H.; Mohlenberg, F.; Rasmussen, B.; Windolf, J., 2000. Characteristics of Danish estuaries. *Estuaries*, 23 (6): 820-837. 10.2307/1353000
- Conley, D.J.; Markager, S.; Andersen, J.; Ellermann, T.; Svendsen, L.M., 2002. Coastal eutrophication and the Danish National Aquatic Monitoring and Assessment Program. *Estuaries*, 25 (4B): 848-861. 10.1007/bf02804910
- Constable, M.; Charlton, M.; Jensen, F.; McDonald, K.; Craig, G.; Taylor, K.W., 2003. An ecological risk assessment of ammonia in the aquatic environment. *Human and Ecological Risk Assessment*, 9 (2): 527-548. 10.1080/713609921
- Corman, J.R.; Carlson, E.; Dix, M.; Giron, N.; Roegner, A.; Vesela, J.; Chandra, S.; Elser, J.J.; Rejmankova, E., 2015. Nutrient dynamics and phytoplankton resource limitation in a deep tropical mountain lake. *Inland Waters*, 5 (4): 371-386. 10.5268/iw-5.4.843

- Cortelezzi, A.; Ocon, C.; van Oosterom, M.V.L.; Cepeda, R.; Capitulo, A.R., 2015. Nutrient enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. *Iheringia Serie Zoologia*, 105 (2): 228-234. 10.1590/1678-476620151052228234
- Cortes, R.M.V.; Hughes, S.J.; Pereira, V.R.; Varandas, S.D.P., 2013. Tools for bioindicator assessment in rivers: The importance of spatial scale, land use patterns and biotic integration. *Ecological Indicators*, 34: 460-477. 10.1016/j.ecolind.2013.06.004
- COSBY, B.; HORNBERGER, G., 1984. IDENTIFICATION OF PHOTOSYNTHESIS LIGHT MODELS FOR AQUATIC SYSTEMS .1. THEORY AND SIMULATIONS. *Ecological Modelling*, 23 (1-2): 1-24. 10.1016/0304-3800(84)90116-9
- Coste, M.; Boutry, S.; Tison-Rosebery, J.; Delmas, F., 2009. Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecological Indicators*, 9 (4): 621-650. 10.1016/j.ecolind.2008.06.003
- CSTT, 1994. *Comprehensive studies for the purposes of Article 6 of DIR 91/271 EEC, the Urban Waste Water Treatment Directive*. Edinburgh.
- CSTT, 1997. *Comprehensive studies for the purposes of Article 6 & 8.5 of DIR 91/271 EEC, the Urban Waste Water Treatment Directive, second edition*. Edinburgh: Published for the Comprehensive Studies Task Team of Group Coordinating Sea Disposal Monitoring by the Department of the Environment for Northern Ireland, the Environment Agency, the Scottish Environmental Protection Agency and the Water Services Association.
- Cummins, K.W., 1973. Trophic relations of aquatic insects. *Annual Review of Entomology*, 18: 183-206
- Cummins, K.W., 1974. Structure and function of stream ecosystems. *Bioscience*, 24: 631-641
- Dahm, V.; Hering, D.; Nemitz, D.; Graf, W.; Schmidt-Kloiber, A.; Leitner, P.; Melcher, A.; Feld, C., 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia*, 704 (1): 389-415. 10.1007/s10750-012-1431-3
- Dahm, V.; Hering, D.; Nemitz, D.; Graf, W.; Schmidt-Kloiber, A.; Leitner, P.; Melcher, A.; Feld, C.K., 2013. Effects of physico-chemistry, land use and hydromorphology on three riverine organism groups: a comparative analysis with monitoring data from Germany and Austria. *Hydrobiologia*, 704 (1): 389-415. 10.1007/s10750-012-1431-3
- Dalton, R.L.; Boutin, C.; Pick, F.R., 2015. Nutrients override atrazine effects on riparian and aquatic plant community structure in a North American agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 60 (7): 1292-1307. 10.1111/fwb.12563
- Daniel, A.; Soudant, D., 2010. *Évaluation DCE Mai 2010: Rapport Ifremer*, (DYNECO/PELAGOS/10.03), 100 pp.
- Davies, S.P.; Jackson, S.K., 2006. The biological condition gradient: A descriptive model for interpreting change in aquatic ecosystems. *Ecological Applications*, 16 (4): 1251-1266
- Dawson, F., 2002. Guidance for the field assessment of macrophytes of rivers within the STAR Project. *East Stoke, UK*:
- 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*. Bristol: Environment Agency, Research & Development.
- de Figueiredo, D.R.; Reboleira, A.; Antunes, S.C.; Abrantes, N.; Azeiteiro, U.; Goncalves, F.; Pereira, M.J., 2006. The effect of environmental parameters and cyanobacterial blooms on phytoplankton dynamics of a Portuguese temperate lake. *Hydrobiologia*, 568: 145-157. 10.1007/s10750-006-0196-y
- De Jonge, V.N.; Elliott, M., 2001. Eutrophication. In: J Steele, S.T.a.K.T.E., ed. *Encyclopedia of Ocean Sciences*. London: Academic Press, Vol.2
- Death, R.G.; Death, F.; Stubbington, R.; Joy, M.K.; van den Belt, M., 2015. How good are Bayesian belief networks for environmental management? A test with data from an agricultural river catchment. *Freshwater Biology*, 60 (11): 2297-2309. 10.1111/fwb.12655
- Debenest, T.; Pinelli, E.; Coste, M.; Silvestre, J.; Mazzella, N.; Madigou, C.; Delmas, F., 2009. Sensitivity of freshwater periphytic diatoms to agricultural herbicides. *Aquatic Toxicology*, 93 (1): 11-17. 10.1016/j.aquatox.2009.02.014
- Debenest, T.; Silvestre, J.; Coste, M.; Delmas, F.; Pinelli, E., 2008. Herbicide effects on freshwater benthic diatoms: Induction of nucleus alterations and silica cell wall abnormalities. *Aquatic Toxicology*, 88 (1): 88-94. 10.1016/j.aquatox.2008.03.011
- Defew, L.H.; May, L.; Heal, K.V., 2013. Uncertainties in estimated phosphorus loads as a function of different sampling frequencies and common calculation methods. *Marine and Freshwater Research*, 64 (5): 373-386. 10.1071/mf12097
- Delong, M.D.; Brusven, M.A., 1998. Macroinvertebrate community structure along the longitudinal gradient of an agriculturally impacted stream. *Environmental Management*, 22 (3): 445-457. 10.1007/s002679900118
- Demars, B.O.L.; Potts, J.M.; Trémolières, M.; Thiébaud, G.; Gougelin, N.; Nordmann, V., 2012. River macrophyte indices: not the Holy Grail! *Freshwater Biology*, 57 (8): 1745-1759. 10.1111/j.1365-2427.2012.02834.x
- Derolez, V.; Oheix, J.; Ouisse, V.; Munaron, D.; Fiandrino, A.; Messiaen, G.; Hubert-Renard, C.; Lamoureux, A.; Malet, N.; Fortuné, M.; Berard, L.; Mortreux, S.; Guillou, J.-L., 2015. *Suivi estival des lagunes méditerranéennes françaises. Bilan des résultats 2014: Ifremer*, (RST/LER/LR/15.17).
- DESCY, J.; GOSSELAIN, V., 1994. DEVELOPMENT AND ECOLOGICAL IMPORTANCE OF PHYTOPLANKTON IN A LARGE LOWLAND RIVER (RIVER MEUSE, BELGIUM). *Hydrobiologia*, 289 (1-3): 139-155. 10.1007/BF00007415
- Descy, J.; Leita, M.; Everbecq, E.; Smits, J.; Deliege, J., 2012. Phytoplankton of the River Loire, France: a biodiversity and modelling study. *Journal of Plankton Research*, 34 (2): 120-135. 10.1093/plankt/fbr085
- Desmet, N.J.S.; Van Belleghem, S.; Seuntjens, P.; Bouma, T.J.; Buis, K.; Meire, P., 2011. Quantification of the impact of macrophytes on oxygen dynamics and nitrogen retention in a vegetated lowland river. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36 (12): 479-489. <http://dx.doi.org/10.1016/j.pce.2008.06.002>

- Deus, R.; Brito, D.; Mateus, M.; Kenov, I.; Fornaro, A.; Neves, R.; Alves, C.N., 2013. Impact evaluation of a pisciculture in the Tucuruí reservoir (Para, Brazil) using a two-dimensional water quality model. *Journal of Hydrology*, 487: 1-12. 10.1016/j.jhydrol.2013.01.022
- Devlin, M.; Best, M.; Coates, D.; Bresnan, E.; O'Boyle, S.; Park, R.; Silke, J.; Cusack, C.; Skeats, J., 2007. Establishing boundary classes for the classification of UK marine waters using phytoplankton communities. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6): 91-103. 10.1016/j.marpolbul.2006.09.018
- Devlin, M.; Painting, S.; Best, M., 2007. Setting nutrient thresholds to support an ecological assessment based on nutrient enrichment, potential primary production and undesirable disturbance. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6): 65-73. 10.1016/j.marpolbul.2006.08.030
- 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 pp.
- Devreker, D.; Lefebvre, A., 2016. *Third application of the Common Procedure (COMP3) to determine eutrophication status of OSPAR marine waters. French national report*: Ifremer, (Rapport Ifremer ODE/LITTORAL/LER.BL/16.02), 80 pp.
- Diaz, R.J.; Rosenberg, R., 2008. Spreading dead zones and consequences for marine ecosystems. *Science*, 321 (5891): 926-929. 10.1126/science.1156401
- Djavidnia, S.; Druon, J.N.; Schrimpf, W.; Stips, A.; Peneva, E.; Dobricic, S.; Vogt, P., 2005. *Oxygen Depletion Risk Indices: OXYRISK & PSA V2.0 : New Developments, Structure and Software Content*: EC Joint Research Centre, 68 p.
- Dodds, W.; Smith, V.H., 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6 (2): 155-164
- Dodds, W.; Veach, A.; Ruffing, C.; Larson, D.; Fischer, J.; Costigan, K., 2013. Abiotic controls and temporal variability of river metabolism: multiyear analyses of Mississippi and Chattahoochee River data. *Freshwater Science*, 32 (4): 1073-1087. 10.1899/13-018.1
- Dodds, W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, 51 (1part2): 671-680. 10.4319/lo.2006.51.1_part_2.0671
- Dodds, W.K., 2007. Trophic state, eutrophication and nutrient criteria in streams. *Trends in Ecology & Evolution*, 22 (12): 669-676. 10.1016/j.tree.2007.07.010
- 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. 10.1021/es801217q
- 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. 10.1016/s0043-1354(97)00370-9
- Dodds, W.K.; Smith, V.H., 2016. Nitrogen, phosphorus, and eutrophication in streams. *Inland Waters*, 6. 10.5268/iw-6.2.909
- Dodds, W.K.; Smith, V.H.; Lohman, K., 2002. Nitrogen and phosphorus relationships to benthic algal biomass in temperate streams. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 59 (5): 865-874. 10.1139/f02-063
- Dodds, W.K.; Welch, E.B., 2000. Establishing nutrient criteria in streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (1): 186-196. 10.2307/1468291
- Domingues, R.B.; Barbosa, A.; Galvao, H., 2008. Constraints on the use of phytoplankton as a biological quality element within the Water Framework Directive in Portuguese waters. *Marine Pollution Bulletin*, 56 (8): 1389-1395. 10.1016/j.marpolbul.2008.05.006
- Donohue, I.; Donohue, L.A.; Ainin, B.N.; Irvine, K., 2009. Assessment of eutrophication pressure on lakes using littoral invertebrates. *Hydrobiologia*, 633 (1): 105-122. 10.1007/s10750-009-9868-8
- Donohue, I.; Jackson, A.L.; Pusch, M.T.; Irvine, K., 2009. Nutrient enrichment homogenizes lake benthic assemblages at local and regional scales. *Ecology*, 90 (12): 3470-3477. 10.1890/09-0415.1
- Donohue, I.; McGarrigle, M.L.; Mills, P., 2006. Linking catchment characteristics and water chemistry with the ecological status of Irish rivers. *Water Research*, 40 (1): 91-98. 10.1016/j.watres.2005.10.027
- Dorioz, J.-M.; Poulenard, J., 2007. Le système de transfert du phosphore dans les bassins - versants ruraux : flux et stocks, rôle de l'hydrologie et relations avec l'occupation de sols. *Oceanis*, 33 (1-2): 123-145
- Dosskey, M.G.; Vidon, P.; Gurwick, N.P.; Allan, C.J.; Duval, T.P.; Lowrance, R., 2010. The Role of Riparian Vegetation in Protecting and Improving Chemical Water Quality in Streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 46 (2): 261-277
- Doubek, J.P.; Carey, C.C.; Cardinale, B.J., 2015. Anthropogenic land use is associated with N-fixing cyanobacterial dominance in lakes across the continental United States. *Aquatic Sciences*, 77 (4): 681-694. 10.1007/s00027-015-0411-x
- Douglas, R.W.; Menary, W.; Jordan, P., 2007. Phosphorus and sediment transfers in a grassland river catchment. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 77 (3): 199-212. 10.1007/s10705-006-9057-3
- Drinan, T.J.; Foster, G.N.; Nelson, B.H.; O'Halloran, J.; Harrison, S.S.C., 2013. Macroinvertebrate assemblages of peatland lakes: Assessment of conservation value with respect to anthropogenic land-cover change. *Biological Conservation*, 158: 175-187. 10.1016/j.biocon.2012.10.001
- Druon, J.N.; Schrimpf, W.; Dobricic, S.; Stips, A., 2004. Comparative assessment of large-scale marine eutrophication: North Sea area and Adriatic Sea as case studies. *Marine Ecology Progress Series*, 272: 1-23. 10.3354/meps272001
- Duan, S.W.; Powell, R.T.; Bianchi, T.S., 2014. High frequency measurement of nitrate concentration in the Lower Mississippi River, USA. *Journal of Hydrology*, 519: 376-386. 10.1016/j.jhydrol.2014.07.030

- Duarte, C.M.; Conley, D.J.; Carstensen, J.; Sanchez-Camacho, M., 2009. Return to Neverland: Shifting Baselines Affect Eutrophication Restoration Targets. *Estuaries and Coasts*, 32 (1): 29-36. 10.1007/s12237-008-9111-2
- Dubelaar, G.B.; Geerders, P.J.; Jonker, R.R., 2004. High frequency monitoring reveals phytoplankton dynamics. *J Environ Monit*, 6 (12): 946-52. 10.1039/b409350j
- Dubois, A.; Bourrain, X.; Lebat, E., 2012. *Pressions chimiques et impacts associés : Enrichissement en nutriments et en matière organique, Apports fluviaux en nutriments et en matière organique*: Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie, 15 p.
- Dunalska, J.A.; Wiśniewski, G., 2016. Can we stop the degradation of lakes? Innovative approaches in lake restoration. *Ecological Engineering*, 95: 714-722. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.07.017>
- Dupas, R.; Curie, F.; Gascuel-Oudou, C.; Moatar, F.; Delmas, M.; Parnaudeau, V.; Durand, P., 2013. Assessing N emissions in surface water at the national level: Comparison of country-wide vs. regionalized models. *Science of the Total Environment*, 443: 152-162. 10.1016/j.scitotenv.2012.10.011
- Dupas, R.; Delmas, M.; Dorioz, J.-M.; Garnier, J.; Moatar, F.; Gascuel-Oudou, C., 2015. Assessing the impact of agricultural pressures on N and P loads and eutrophication risk. *Ecological Indicators*, 48: 396-407. 10.1016/j.ecolind.2014.08.007
- Dutartre, A.; Chauvin, C.; Grange, J., 2006. *Colonisation végétale du canal de Bourgogne à Dijon : bilan 2006, propositions de gestion*, 87.
- Eau France, 2013. *La surveillance des milieux aquatiques et des eaux souterraines* Les Synthèses, 12.
- EC, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy (Water Framework Directive, WFD).
- EC, 2000. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy (Marine Strategy Framework Directive, MSFD). In: Union, E., ed.
- EC, 2009. *Guidance Document No. 23 – Guidance Document on Eutrophication Assessment in the context of European Water Policies*, (Technical Report 2009-030).
- EC, 2010. Décision de la commission du 1^{er} septembre 2010 relative aux critères et aux normes méthodologiques concernant le bon état écologique des eaux marines In: Union, E., ed. *Notifiée sous le numéro C(2010) 5956*.
- Edwards, R.W.; Owens, M., 1962. The Effects of Plants on River Conditions IV. The Oxygen Balance of a Chalk Stream. *Journal of Ecology*, 50 (1): 207-220. 10.2307/2257205
- EIFAC, F.A.O., 1973. *Water quality criteria for European freshwater fish. Report on dissolved oxygen and inland fisheries* Working Party on Water Quality Criteria for European Freshwater Fish, 10.
- Einheuser, M.; Nejadhashemi, A.P.; Wang, L.; Sowa, S.; Woznicki, S., 2013. Linking Biological Integrity and Watershed Models to Assess the Impacts of Historical Land Use and Climate Changes on Stream Health. *Environmental Management*, 51 (6): 1147-1163. 10.1007/s00267-013-0043-7
- Einheuser, M.D.; Nejadhashemi, A.P.; Sowa, S.P.; Wang, L.; Hamaamin, Y.A.; Woznicki, S.A., 2012. Modeling the effects of conservation practices on stream health. *Science of the Total Environment*, 435-436: 380-391. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.07.033>
- Elliott, M.; de Jonge, V.N., 2002. The management of nutrients and potential eutrophication in estuaries and other restricted water bodies. *Hydrobiologia*, 475 (1): 513-524. 10.1023/a:1020372316420
- Elliott, S.; Maltrud, M.; Reagan, M.; Moridis, G.; Cameron-Smith, P., 2011. Marine methane cycle simulations for the period of early global warming. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 116: 13. 10.1029/2010jg001300
- Escoffier, N.; Bensoussan, N.; Vilmin, L.; Flipo, N.; Rocher, V.; David, A.; Métivier, F.; Groleau, A., 2016. Estimating ecosystem metabolism from continuous multi-sensor measurements in the Seine River. *Environmental Science and Pollution Research*. 10.1007/s11356-016-7096-0
- Esselman, P.C.; Infante, D.M.; Wang, L.; Wu, D.; Cooper, A.R.; Taylor, W.W., 2011. An Index of Cumulative Disturbance to River Fish Habitats of the Conterminous United States from Landscape Anthropogenic Activities. *Ecological Restoration*, 29 (1-2): 133-151. 10.3368/er.29.1-2.133
- Esselman, P.C.; Stevenson, R.J.; Lupi, F.; Riseng, C.M.; Wiley, M.J., 2015. Landscape prediction and mapping of game fish biomass, an ecosystem service of Michigan rivers. *North American Journal of Fisheries Management*, 35 (2): 302-320
- Estrada, V.; Parodi, E.R.; Diaz, M.S., 2009. Middle term optimal control problem in eutrophic lakes through advanced mathematical programming approaches. In: Jezowski, J.; Thullie, T., eds. *19th European Symposium on Computer Aided Process Engineering*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Computer-Aided Chemical Engineering), Vol.26, 1153-1158
- Etcheber, H.; Schmidt, S.; Sottolichio, A.; Maneux, E.; Chabaux, G.; Escalier, J.; Wennekes, H.; Derriennic, H.; Schmeltz, M.; Quemener, L.; Repecaud, M.; Woerther, P.; Castaing, P., 2011. Monitoring water quality in estuarine environments: lessons from the MAGEST monitoring program in the Gironde fluvial-estuarine system. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15 (3): 831-840. 10.5194/hess-15-831-2011
- Etcheber, H.; Taillez, A.; Abril, G.; Garnier, J.; Servais, P.; Moatar, F.; Commarieu, M.V., 2007. Particulate organic carbon in the estuarine turbidity maxima of the Gironde, Loire and Seine estuaries: origin and lability. *Hydrobiologia*, 588: 245-259. 10.1007/s10750-007-0667-9

- Etheridge, J.R.; Birgand, F.; Burchell, M.R.; Smith, B.T., 2013. Addressing the fouling of in situ ultraviolet-visual spectrometers used to continuously monitor water quality in brackish tidal marsh waters. *J Environ Qual*, 42 (6): 1896-901. 10.2134/jeq2013.02.0049
- Etheridge, J.R.; Birgand, F.; Osborne, J.A.; Osburn, C.L.; Burchell, M.R.; Irving, J., 2014. Using in situ ultraviolet-visual spectroscopy to measure nitrogen, carbon, phosphorus, and suspended solids concentrations at a high frequency in a brackish tidal marsh. *Limnology and Oceanography: Methods*, 12 (1): 10-22. 10.4319/lom.2014.12.10
- EU, 2009. *Strategic Action Plan for the environmental protection and rehabilitation of the Black Sea*.
- EU, 2013. Commission Decision of 20 September 2013 establishing, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, the values of the Member State monitoring system classifications as a result of the intercalibration exercise and repealing Decision 2008/915/EC (notified under document C(2013) 591. In: Union, E., ed.
- Europe, E.C.f., 2009. *Executive body for the convention on long-range transboundary air pollution. Steering body to cooperative programme for the monitoring and evaluation of the long-range transmission of air pollutants in Europe (EMEP)*, (ECE/EB.AIR/GE.1/2009/15), 14 pp.
- Europe, E.C.f., 2016. 12TH MEETING OF THE COMMITTEE UNDER ARTICLE 25 OF DIRECTIVE 2008/56/EC (MARINE STRATEGY COMMITTEE).
- European Environment Agency, E.E.A.; Kristensen, P., 2012. *European waters — assessment of status and pressures: European Environment Agency*, (EEA Report No 8/2012), 100.
- European Environment Agency, E.E.A.; Werner, B., 2012. European waters: current status and future challenges: synthesis.
- Evans-White, M.A.; Haggard, B.E.; Scott, J.T., 2013. A Review of Stream Nutrient Criteria Development in the United States. *Journal of Environmental Quality*, 42 (4): 1002-1014. 10.2134/jeq2012.0491
- Ewell, W.S.; Gorsuch, J.W.; Kringle, R.O.; Robillard, K.A.; Spiegel, R.C., 1986. Simultaneous evaluation of the acute effects of chemicals on 7 aquatic species. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 5 (9): 831-840. 10.1897/1552-8618(1986)5[831:seotae]2.0.co;2
- Fausch, K.D.; Lyons, J.; Karr, J.R.; Angermeier, P.L., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8: 123-144
- Ferguson, R.I., 1986. RIVER LOADS UNDERESTIMATED BY RATING CURVES. *Water Resources Research*, 22 (1): 74-76. 10.1029/WR022i001p00074
- Ferguson, R.I., 1987. ACCURACY AND PRECISION OF METHODS FOR ESTIMATING RIVER LOADS. *Earth Surface Processes and Landforms*, 12 (1): 95-104. 10.1002/esp.3290120111
- Ferrant, S.; Laplanche, C.; Durbe, G.; Probst, A.; Dugast, P.; Durand, P.; Sanchez-Perez, J.M.; Probst, J.L., 2013. Continuous measurement of nitrate concentration in a highly event-responsive agricultural catchment in south-west of France: is the gain of information useful? *Hydrological Processes*, 27 (12): 1751-1763. 10.1002/hyp.9324
- 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.; Menesguen, 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. 10.1016/j.ecss.2011.03.014
- Ferreira, V.; Castagneyrol, B.; Koricheva, J.; Gulis, V.; Chauvet, E.; Graca, M.A.S., 2015. A meta-analysis of the effects of nutrient enrichment on litter decomposition in streams. *Biological Reviews*, 90 (3): 669-688. 10.1111/brv.12125
- Fetahi, T.; Schagerl, M.; Mengistou, S., 2014. Key drivers for phytoplankton composition and biomass in an Ethiopian highland lake. *Limnologica*, 46: 77-83. 10.1016/j.limno.2013.10.007
- Feuillade, J., 1985. Caractérisation et essais de restauration d'un écosystème dégradé : le lac de Nantua. In: INRA, ed., 164p
- Feuillade, J., 1994. *Studies on Lake Nantua (France): A eutrophic lake on the way to rehabilitation. (Ergebnisse der Limnologie - Advances in Limnology, 41)*
- Figueredo, C.C.; Giani, A., 2005. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). *Freshwater Biology*, 50 (8): 1391-1403. 10.1111/j.1365-2427.2005.01407.x
- Finlay, J.C.; Small, G.E.; Sterner, R.W., 2013. Human influences on nitrogen removal in lakes. *Science*, 342 (6155): 247-250
- Fisher, J.; James, C.S.; Moore, V.L.; Moss, B., 2013. Dinophyta Characterise Nitrogen Scarcity More Strongly than Cyanobacteria in Moderately Deep Lakes. *Acta Protozoologica*, 52 (3): 203-216. 10.4467/16890027ap.13.0018.1115
- Fleming-Lehtinen, V.; Andersen, J.H.; Carstensen, J.; Lysiak-Pastuszek, E.; Murray, C.; Pyhala, M.; Laamanen, M., 2015. Recent developments in assessment methodology reveal that the Baltic Sea eutrophication problem is expanding. *Ecological Indicators*, 48: 380-388. 10.1016/j.ecolind.2014.08.022
- Floury, M.; Delattre, C.; Ormerod, S.J.; Souchon, Y., 2012. Global versus local change effects on a large European river. *Science of the Total Environment*, 441: 220-229. 10.1016/j.scitotenv.2012.09.051
- 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*, In Press. DOI: 10.1111/gcb.13575
- Floury, M.; Usseglio-Polatera, P.; Ferreol, M.; Delattre, C.; Souchon, Y., 2013. Global climate change in large European rivers: long-term effects on macroinvertebrate communities and potential local confounding factors. *Global Change Biology*, 19 (4): 1085-1099. 10.1111/gcb.12124

- Fore, L.S.; Grafe, C., 2002. Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.). *Freshwater Biology*, 47 (10): 2015-2037
- Forget, M.; Carignan, R.; Hudon, C., 2009. Influence of diel cycles of respiration, chlorophyll, and photosynthetic parameters on the summer metabolic balance of temperate lakes and rivers. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66 (7): 1048-1058. 10.1139/F09-058
- Free, G.; Solimini, A.G.; Rossaro, B.; Marziali, L.; Giacchini, R.; Paracchini, B.; Ghiani, M.; Vaccaro, S.; Gawlik, B.M.; Fresner, R., 2009. Modelling lake macroinvertebrate species in the shallow sublittoral: relative roles of habitat, lake morphology, aquatic chemistry and sediment composition. *Hydrobiologia*, 633 (1): 123-136
- Friberg, N., 2010. Pressure-response relationships in stream ecology: introduction and synthesis. *Freshwater Biology*, 55 (7): 1367-1381. 10.1111/j.1365-2427.2010.02442.x
- Friberg, N., 2014. Impacts and indicators of change in lotic ecosystems. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*, 1 (6): 513-531. 10.1002/wat2.1040
- Friberg, N.; Skriver, J.; Larsen, S.E.; Pedersen, M.L.; Buffagni, A., 2010. Stream macroinvertebrate occurrence along gradients in organic pollution and eutrophication. *Freshwater Biology*, 55 (7): 1405-1419. 10.1111/j.1365-2427.2008.02164.x
- Friedrich, G.; Pohlmann, M., 2009. Long-term plankton studies at the lower Rhine/Germany. *Limnologica*, 39 (1): 14-39. 10.1016/j.limno.2008.03.006
- Fry, F., 1969. Some possible physiological stresses induced by eutrophication. *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*. University of Wisconsin
- National Academy of Sciences (U.S.), 531-536
- Furse, M.; Hering, D.; Moog, O.; Verdonshot, P.; Johnson, R.K.; Brabec, K.; Gritzalis, K.; Buffagni, A.; Pinto, P.; Friberg, N.; Murray-Bligh, J.; Kokes, J.; Alber, R.; Usseglio-Polatera, P.; Haase, P.; Sweeting, R.; Bis, B.; Szoszkiewicz, K.; Soszka, H.; Springe, G.; Sporka, F.; Krno, I., 2006. The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia*, 566: 3-29. 10.1007/s10750-006-0067-6
- Gallardo, B.; Clavero, M.; Sanchez, M.I.; Vila, M., 2016. Global ecological impacts of invasive species in aquatic ecosystems. *Global Change Biology*, 22 (1): 151-163. 10.1111/gcb.13004
- Gallardo, B.; Garcia, M.; Cabezas, A.; Gonzalez, E.; Gonzalez, M.; Ciancarelli, C.; Comin, F.A., 2008. Macroinvertebrate patterns along environmental gradients and hydrological connectivity within a regulated river-floodplain. *Aquatic Sciences*, 70 (3): 248-258. 10.1007/s00027-008-8024-2
- Gammons, C.H.; Babcock, J.N.; Parker, S.R.; Poulson, S.R., 2011. Diel cycling and stable isotopes of dissolved oxygen, dissolved inorganic carbon, and nitrogenous species in a stream receiving treated municipal sewage. *Chemical Geology*, 283 (1-2): 44-55. 10.1016/j.chemgeo.2010.07.006
- Garmendia, M.; Revilla, M.; Zarauz, L., 2013. Testing the usefulness of a simple automatic method for particles abundance and size determination to derive cost-effective biological indicators in large monitoring networks. *Hydrobiologia*, 704 (1): 231-252. 10.1007/s10750-012-1400-x
- Garnier, J.; Billen, G., 2007. Production vs. Respiration in river systems: An indicator of an "ecological status". *Science of the Total Environment*, 375 (1-3): 110-124. 10.1016/j.scitotenv.2006.12.006
- GARNIER, J.; BILLEN, G.; COSTE, M., 1995. SEASONAL SUCCESSION OF DIATOMS AND CHLOROPHYCEAE IN THE DRAINAGE NETWORK OF THE SEINE RIVER - OBSERVATIONS AND MODELING. *Limnology and Oceanography*, 40 (4): 750-765
- Garnier, J.; Nemery, J.; Billen, G.; Thery, S., 2005. Nutrient dynamics and control of eutrophication in the Marne River system: modelling the role of exchangeable phosphorus. *Journal of Hydrology*, 304 (1-4): 397-412. 10.1016/j.jhydrol.2004.07.040
- Gerdeaux, D.; Anneville, O.; Hefti, D., 2006. Fishery changes during re-oligotrophication in 11 peri-alpine Swiss and French lakes over the past 30 years. *Acta Oecologica*, 30 (2): 161-167. <http://dx.doi.org/10.1016/j.actao.2006.02.007>
- Gerdeaux, D.; Guillard, J., 1986. Approche des structures spatio-temporelles des populations de poissons du Léman. *Biologie de populations, actes du Colloque national du C.N.R.S.* 4-6 septembre 1986, Lyon. Université Claude Bernard Lyon 1
- Gerdeaux, D.; Perga, M.E., 2006. Changes in whitefish scales delta C-13 during eutrophication and reoligotrophication of subalpine lakes. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 772-780
- Gessner, M.O.; Schwoerbel, J., 1989. Leaching kinetics of fresh leaf-litter with implications for the current concept of leaf-processing in streams. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 115 (1): 81-90
- Ghermandi, A.; Vandenberghe, V.; Benedetti, L.; Bauwens, W.; Vanrolleghem, P.A., 2009. Model-based assessment of shading effect by riparian vegetation on river water quality. *Ecological Engineering*, 35 (1): 92-104. 10.1016/j.ecoleng.2008.09.014
- Gido, K.B.; Bertrand, K.N.; Murdock, J.N.; Dodds, W.K.; Whiles, M.R., 2010. Disturbance-mediated effects of fishes on stream ecosystem processes: concepts and results from highly variable prairie streams. *American Fisheries Society Symposium*. 593-617
- Giguët-Covex, C.; Arnaud, F.; Poulenard, J.; Enters, D.; Reyss, J.L.; Millet, L.; Lazzaroto, J.; Vidal, O., 2010. Sedimentological and geochemical records of past trophic state and hypolimnetic anoxia in large, hard-water Lake Bourget, French Alps. *Journal of Paleolimnology*, 43 (1): 171-190. 10.1007/s10933-009-9324-9
- Giordani, G.; Zaldivar, J.M.; Viaroli, P., 2009. Simple tools for assessing water quality and trophic status in transitional water ecosystems. *Ecological Indicators*, 9 (5): 982-991. 10.1016/j.ecolind.2008.11.007
- GIS Macrophytes des eaux continentales, 1998. *Biologie et écologie des espèces végétales proliférant en France : Synthèse bibliographique*, 199.

- Gkelis, S.; Papadimitriou, T.; Zaoutsos, N.; Leonardos, I., 2014. Anthropogenic and climate-induced change favors toxic cyanobacteria blooms: Evidence from monitoring a highly eutrophic, urban Mediterranean lake. *Harmful Algae*, 39: 322-333. 10.1016/j.hal.2014.09.002
- Goberville, E.; Beaugrand, G.; Sautour, B.; Treguer, P., 2011. Evaluation of coastal perturbations: A new mathematical procedure to detect changes in the reference state of coastal systems. *Ecological Indicators*, 11 (5): 1290-1300. 10.1016/j.ecolind.2011.02.002
- Gobler, C.J.; Burkholder, J.M.; Davis, T.W.; Harke, M.J.; Johengen, T.; Stow, C.A.; Van de Waal, D.B., 2016. The dual role of nitrogen supply in controlling the growth and toxicity of cyanobacterial blooms. *Harmful Algae*, 54: 87-97. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2016.01.010>
- Gomez, J.A.D.; Alonso, C.A.; Garcia, A.A., 2011. Remote sensing as a tool for monitoring water quality parameters for Mediterranean Lakes of European Union water framework directive (WFD) and as a system of surveillance of cyanobacterial harmful algae blooms (SCyanoHABs). *Environmental Monitoring and Assessment*, 181 (1-4): 317-334. 10.1007/s10661-010-1831-7
- Goncalves, R.J.; Villafane, V.E.; Medina, C.D.; Barbieri, E.S.; Helbling, W.E., 2011. Plankton dynamics and photosynthesis responses in a eutrophic lake in Patagonia (Argentina): influence of grazer abundance and UVR. *LATIN AMERICAN JOURNAL OF AQUATIC RESEARCH*, 39 (1): 117-130. 10.3856/vol39-issue1-fulltext-11
- González Sagrario, M.A.; Jeppesen, E.; Gomà, J.; Søndergaard, M.; Jensen, J.P.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F., 2005. Does high nitrogen loading prevent clear-water conditions in shallow lakes at moderately high phosphorus concentrations? *Freshwater Biology*, 50 (1): 27-41
- Gowen, R.J.; McQuatters-Gollop, A.; Tett, P.; Best, M.; Bresnart, E.; Castellani, C.; Cook, K.; Forster, R.M.; Scherer, C.; McKinney, A., 2011. *The development of UK Pelagic (Plankton) indicators and targets for the MSFD*. Belfast.
- Goyenola, G.; Meerhoff, M.; Mello, F.T.D.; Gonzalez-Bergonzoni, I.; Graeber, D.; Fosalba, C.; Vidal, N.; Mazzeo, N.; Ovesen, N.B.; Jeppesen, E.; Kronvang, B., 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (10): 4099-4111. 10.5194/hess-19-4099-2015
- Goyenola, G.; Meerhoff, M.; Teixeira-de Mello, F.; González-Bergonzoni, I.; Graeber, D.; Fosalba, C.; Vidal, N.; Mazzeo, N.; Ovesen, N.B.; Jeppesen, E.; Kronvang, B., 2015. Monitoring strategies of stream phosphorus under contrasting climate-driven flow regimes. *Hydrology and Earth System Sciences*, 19 (10): 4099-4111. 10.5194/hess-19-4099-2015
- Gregg, W.W.; Rose, F.L., 1982. The effects of aquatic macrophytes on the stream microenvironment. *Aquatic Botany*, 14: 309-324. [http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770\(82\)90105-X](http://dx.doi.org/10.1016/0304-3770(82)90105-X)
- Grosbois, C.; Meybeck, M.; Lestel, L.; Lefevre, I.; Moatar, F., 2012. Severe and contrasted polymetallic contamination patterns (1900-2009) in the Loire River sediments (France). *Science of the Total Environment*, 435: 290-305. 10.1016/j.scitotenv.2012.06.056
- Grosbois, C.; Negrel, P.; Grimaud, D.; Fouillac, C., 2001. An overview of dissolved and suspended matter fluxes in the loire river basin: Natural and anthropogenic inputs. *Aquatic Geochemistry*, 7 (2): 81-105. 10.1023/A:1017518831860
- Guan, B.H.; An, S.Q.; Gu, B.H., 2011. Assessment of ecosystem health during the past 40 years for Lake Taihu in the Yangtze River Delta, China. *Limnology*, 12 (1): 47-53. 10.1007/s10201-010-0320-6
- Guasch, H.; Armengol, J.; Marti, E.; Sabater, S., 1998. Diurnal variation in dissolved oxygen and carbon dioxide in two low-order streams. *Water Research*, 32 (4): 1067-1074. 10.1016/S0043-1354(97)00330-8
- Gucker, B.; Brauns, M.; Pusch, M.T., 2006. Effects of wastewater treatment plant discharge on ecosystem structure and function of lowland streams. *Journal of the North American Benthological Society*, 25 (2): 313-329. 10.1899/0887-3593(2006)25[313:eowtpd]2.0.co;2
- Gudmundsdottir, R.; Pálsson, S.; Hannesdottir, E.R.; Olafsson, J.S.; Gislason, G.M.; Moss, B., 2013. Diatoms as indicators: The influences of experimental nitrogen enrichment on diatom assemblages in sub-Arctic streams. *Ecological Indicators*, 32: 74-81. 10.1016/j.ecolind.2013.03.015
- Gulis, V.; Ferreira, V.; Graca, M.A.S., 2006. Stimulation of leaf litter decomposition and associated fungi and invertebrates by moderate eutrophication: implications for stream assessment. *Freshwater Biology*, 51 (9): 1655-1669. 10.1111/j.1365-2427.2006.01615.x
- Gulis, V.; Suberkropp, K., 2003. Leaf litter decomposition and microbial activity in nutrient-enriched and unaltered reaches of a headwater stream. *Freshwater Biology*, 48 (1): 123-134. 10.1046/j.1365-2427.2003.00985.x
- Guo, Y.P.; Markus, M.; Demissie, M., 2002. Uncertainty of nitrate-N load computations for agricultural watersheds. *Water Resources Research*, 38 (10). 10.1029/2001wr001149
- Gutzmer, M.P.; Tomasso, J.R., 1985. Nitrite toxicity to the crayfish *procambarus-clarkii*. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 34 (3): 369-376
- Hagy, J.; Boynton, W.; Keefe, C.; Wood, K., 2004. Hypoxia in Chesapeake Bay, 1950–2001: Long-term change in relation to nutrient loading and river flow. *Estuaries*, 27 (4): 634-658. 10.1007/BF02907650
- Hajnal, E.; Padisak, J., 2008. Analysis of long-term ecological status of Lake Balaton based on the ALMOBAL phytoplankton database. *Hydrobiologia*, 599: 227-237. 10.1007/s10750-007-9207-x
- Hakanson, L., 2008. Factors and criteria to quantify coastal area sensitivity/vulnerability to eutrophication: Presentation of a sensitivity index based on morphometrical parameters. *International Review of Hydrobiology*, 93 (3): 372-388. 10.1002/iroh.200711033

- Hall, R.; Tank, J.; Baker, M.; Rosi-Marshall, E.; Hotchkiss, E., 2016. Metabolism, Gas Exchange, and Carbon Spiraling in Rivers. *Ecosystems*, 19 (1): 73-86. 10.1007/s10021-015-9918-1
- Hall, R.I.; Leavitt, P.R.; Quinlan, R.; Dixit, A.S.; Smol, J.P., 1999. Effects of agriculture, urbanization, and climate on water quality in the northern Great Plains. *Limnology and Oceanography*, 44 (3): 739-756
- Halliday, S.J.; Skeffington, R.A.; Bowes, M.J.; Gozzard, E.; Newman, J.R.; Loewenthal, M.; Palmer-Felgate, E.J.; Jarvie, H.P.; Wade, A.J., 2014. The Water Quality of the River Enborne, UK: Observations from High-Frequency Monitoring in a Rural, Lowland River System. *Water*, 6 (1): 150-180. 10.3390/w6010150
- Halpern, B.S.; Frazier, M.; Potapenko, J.; Casey, K.S.; Koenig, K.; Longo, C.; Lowndes, J.S.; Rockwood, R.C.; Selig, E.R.; Selkoe, K.A.; Walbridge, S., 2015. Spatial and temporal changes in cumulative human impacts on the world's ocean. *Nat Commun*, 6. 10.1038/ncomms8615
- Halpern, B.S.; Walbridge, S.; Selkoe, K.A.; Kappel, C.V.; Micheli, F.; D'Agrosa, C.; Bruno, J.F.; Casey, K.S.; Ebert, C.; Fox, H.E.; Fujita, R.; Heinemann, D.; Lenihan, H.S.; Madin, E.M.P.; Perry, M.T.; Selig, E.R.; Spalding, M.; Steneck, R.; Watson, R., 2008. A global map of human impact on marine ecosystems. *Science*, 319: 948-952. DOI: 10.1126/science.1149345
- Hamilton, S.; Bruesewitz, D.; Horst, G.; Weed, D.; Sarnelle, O., 2009. Biogenic calcite-phosphorus precipitation as a negative feedback to lake eutrophication. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 66 (2): 343-350. 10.1139/F09-003
- Hannesdóttir, E.R.; Gíslason, G.M.; Ólafsson, J.S.; Ólafsson, Ó.P.; O'Gorman, E.J., 2013. Chapter Five - Increased Stream Productivity with Warming Supports Higher Trophic Levels★. In: Guy, W.; Eoin, J.O.G., eds. *Advances in Ecological Research*. Academic Press, Vol. Volume 48, 285-342. <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-417199-2.00005-7>
- Hardenbicker, P.; Rolinski, S.; Weitere, M.; Fischer, H., 2014. Contrasting long-term trends and shifts in phytoplankton dynamics in two large rivers. *International Review of Hydrobiology*, 99 (4): 287-299. 10.1002/iroh.201301680
- Harding, W.R., 1992. A CONTRIBUTION TO THE KNOWLEDGE OF SOUTH-AFRICAN COASTAL VLEIS - THE LIMNOLOGY AND PHYTOPLANKTON PERIODICITY OF PRINCESS VLEI, CAPE PENINSULA. *Water Sa*, 18 (2): 121-130
- Harper, D., 1992. *Eutrophication of freshwaters*. London: Chapman and Hall
- Harris, J.H.; Silveira, R., 1999. Large-scale assessments of river health using an Index of Biotic Integrity with low-diversity fish communities. *Freshwater Biology*, 41: 235-252
- Harris, R.R.; Coley, S., 1991. The effects of nitrite on chloride regulation in the crayfish *pacifastacus-leniusculus dana* (crustacea, decapoda). *Journal of Comparative Physiology B-Biochemical Systemic and Environmental Physiology*, 161 (2): 199-206
- Hartig, J.H.; Kitchell, J.F.; Scavia, D.; Brandt, S.B., 1991. REHABILITATION OF LAKE-ONTARIO - THE ROLE OF NUTRIENT REDUCTION AND FOOD WEB DYNAMICS. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 48 (8): 1574-1580. 10.1139/f91-186
- Hartmann, J.; Levy, J.; Kempe, S., 2011. Increasing dissolved silica trends in the Rhine River: an effect of recovery from high P loads? *Limnology*, 12 (1): 63-73. 10.1007/s10201-010-0322-4
- Haslam, S.M., 1987. *River plants of Western Europe*. Cambridge University Press, 483
- Haury, J.; Cazaubon, A.; Barrat-Segretain, M.-H.; Elger, A.; Thiébaud, G., 2008. Analyse multi-compartiments et rôles fonctionnels des macrophytes dans les hydrosystèmes. *Ingénieries*, numéro spécial: 79-90
- Haury, J.; Muller, S., 2008. Les communautés de macrophytes : typologie, dynamique et production. *Ingénieries*, n° spécial: 37-50
- Haury, J.; Peltre, M.C.; Trémolières, M.; Barbe, J.; Thiébaud, G.; Bernez, I.; Daniel, H.; Chatenet, P.; Haan-Archipof, G.; Muller, S.; Dutartre, A.; Laplace-Treytore, C.; Cazaubon, A.; Lambert-Servien, E., 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution - The Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): Its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, 570 (1): 153-158
- Havens, K.E., 2003. Phosphorus-algal bloom relationships in large lakes of South Florida: Implications for establishing nutrient criteria. *Lake and Reservoir Management*, 19 (3): 222-228
- Hawley, N.; Johengen, T.H.; Rao, Y.R.; Ruberg, S.A.; Beletsky, D.; Ludsin, S.A.; Eadie, B.J.; Schwab, D.J.; Croley, T.E.; Brandt, S.B., 2006. Lake Erie hypoxia prompts Canada-U.S. study. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 87 (32): 313-319. 10.1029/2006EO320001
- Hayden, H.S.; Blomster, J.; Maggs, C.A.; Silva, P.C.; Stanhope, M.J.; Waaland, J.R., 2003. Linnaeus was right all along: Ulva and Enteromorpha are not distinct genera. *European Journal of Phycology*, 38 (3): 277-294. 10.1080/1364253031000136321
- Heatherly, T., 2014. Acceptable nutrient concentrations in agriculturally dominant landscapes: A comparison of nutrient criteria approaches for Nebraska rivers and streams. *Ecological Indicators*, 45: 355-363. 10.1016/j.ecolind.2014.04.037
- Heathwaite, A.; Dils, R., 2000. Characterising phosphorus loss in surface and subsurface hydrological pathways. *Science of the Total Environment*, 251: 523-538
- Heiskary, S.A.; Bouchard, R.W., 2015. Development of eutrophication criteria for Minnesota streams and rivers using multiple lines of evidence. *Freshwater Science*, 34 (2): 574-592. 10.1086/680662
- HELCOM, 2007. HELCOM Baltic Sea Action Plan *HELCOM Extraordinary Ministerial Meeting*. Krakow, Poland. 15 November 2007, 103 pp.
- HELCOM, 2009. *Eutrophication in the Baltic Sea. An integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region*: Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission, (115B), 148 pp.

- Helcom, 2009. *Eutrophication in the Baltic Sea: an integrated thematic assessment of the effects of nutrient enrichment in the Baltic Sea region: executive summary*. Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission (Balt. Sea Environ. Proc. No. 115A)
- HELCOM, 2013. *Approaches and methods for eutrophication target setting in the Baltic Sea region*.: Helsinki Commission, Baltic Marine Environment Protection Commission, (133), 144pp.
- HELCOM, 2014. *Eutrophication status of the Baltic Sea 2007-2011 - A concise thematic assessment*. Helsinki, Finland: Baltic Marine Environment Protection Commission, (No. 143), 40 pp.
- HELCOM, 2015. BALSAM PROJECT / FINAL REPORT. Improving the coordination in the monitoring of the Baltic marine environment.
- HELCOM, 2015. *Eutrophication Assessment Manual*.
- HELCOM, 2015. *Manual for marine monitoring in the COMBINE Programme of Helcom*.
- Hering, D.; Birk, S.; Solheim, A.L.; Moe, J.; Carvalho, J.; Borja, A.; Hendriksen, P.; Krause-Jensen, D.; Lauridsen, T.; Sondergaard, M.; Pont, D.; Johnson, R.; Kolada, A.; Porst, G.; Marba, N.; Noges, P.; Ott, I.; Marques, J.C.; Irvine, K.; A., B., 2010. *WISER deliverable. Deliverable 2.2-2 : Guidelines for indicator development. Collaborative Project FP7 (2007-2013) WISER –Water bodies in Europe : Integrative Systems to assess Ecological status and Recovery*, 22 pp.
- Hering, D.; Borja, A.; Carstensen, J.; Carvalho, L.; Elliott, M.; Feld, C.K.; Heiskanen, A.S.; Johnson, R.K.; Moe, J.; Pont, D.; Solheim, A.L.; Van De Bund, W., 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. *Science of the Total Environment*, 408 (19): 4007-4019
- Hering, D.; Carvalho, L.; Argillier, C.; Beklioglu, M.; Borja, A.; Cardoso, A.C.; Duel, H.; Ferreira, T.; Globevnik, L.; Hanganu, J.; Hellsten, S.; Jeppesen, E.; Kodes, V.; Solheim, A.L.; Noges, T.; Ormerod, S.; Panagopoulos, Y.; Schmutz, S.; Venohr, M.; Birk, S., 2015. Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress - An introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment*, 503: 10-21. 10.1016/j.scitotenv.2014.06.106
- Hering, D.; Carvalho, L.; Argillier, C.; Beklioglu, M.; Borja, A.; Cardoso, A.C.; Duel, H.; Ferreira, T.; Globevnik, L.; Hanganu, J.; Hellsten, S.; Jeppesen, E.; Kodeš, V.; Solheim, A.L.; Nöges, T.; Ormerod, S.; Panagopoulos, Y.; Schmutz, S.; Venohr, M.; Birk, S., 2015. Managing aquatic ecosystems and water resources under multiple stress — An introduction to the MARS project. *Science of the Total Environment*, 503–504: 10-21. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.06.106>
- Hering, D.; Feld, C.K.; Moog, O.; Ofenbock, T., 2006. Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: Experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia*, 566: 311-324. 10.1007/s10750-006-0087-2
- Hering, D.; Johnson, R.K.; Kramm, S.; Schmutz, S.; Szoszkiewicz, K.; Verdonshot, P.F.M., 2006. Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshwater Biology*, 51 (9): 1757-1785. 10.1111/j.1365-2427.2006.01610.x
- Hering, D.; Moog, O.; Sandin, L.; Verdonshot, P.F.M., 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia*, 516 (1): 1-20. 10.1023/B:HYDR.0000025255.70009.a5
- Herman, M.R.; Nejadhashemi, A.P.; Daneshvar, F.; Ross, D.M.; Woznicki, S.A.; Zhang, Z.; Esfahanian, A.-H., 2015. Optimization of conservation practice implementation strategies in the context of stream health. *Ecological Engineering*, 84: 1-12. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.07.011>
- Hermoso, V.; Clavero, M.; Blanco-Garrido, F.; Prenda, J., 2010. Assessing the ecological status in species-poor systems: a fish-based index for Mediterranean Rivers (Guadiana River, SW Spain). *Ecological Indicators*, 10 (6): 1152-1161
- Hessen, D.O., 2013. Inorganic nitrogen deposition and its impacts on N: P-ratios and lake productivity. *Water*, 5 (2): 327-341
- Hicks, B.B.; Valigura, R.A.; Courtright, F.B., 2000. The role of the atmosphere in coastal ecosystem decline - Future research directions. *Estuaries*, 23 (6): 854-863. 10.2307/1353002
- Hill, W.R.; Ryon, M.G.; Smith, J.G.; Adams, S.M.; Boston, H.L.; Stewart, A.J., 2010. The Role of Periphyton in Mediating the Effects of Pollution in a Stream Ecosystem. *Environmental Management*, 45 (3): 563-576. 10.1007/s00267-010-9425-2
- Hillebrand, H.; Gruner, D.S.; Borer, E.T.; Bracken, M.E.S.; Cleland, E.E.; Elser, J.J.; Harpole, W.S.; Ngai, J.T.; Seabloom, E.W.; Shurin, J.B.; Smith, J.E., 2007. Consumer versus resource control of producer diversity depends on ecosystem type and producer community structure. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 104 (26): 10904-10909. 10.1073/pnas.0701918104
- 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 (1–3): 66-83. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2006.02.055>
- Hirsch, R.M., 2014. LARGE BIASES IN REGRESSION-BASED CONSTITUENT FLUX ESTIMATES: CAUSES AND DIAGNOSTIC TOOLS. *Journal of the American Water Resources Association*, 50 (6): 1401-1424. 10.1111/jawr.12195
- Hirsch, R.M.; Archfield, S.A.; De Cicco, L.A., 2015. A bootstrap method for estimating uncertainty of water quality trends. *Environmental Modelling & Software*, 73: 148-166. 10.1016/j.envsoft.2015.07.017
- Hirsch, R.M.; Hamilton, P.A.; Miller, T.L., 2006. U.S. Geological Survey perspective on water-quality monitoring and assessment. *Journal of Environmental Monitoring*, 8 (5): 512-518
- Hirsch, R.M.; Moyer, D.L.; Archfield, S.A., 2010. WEIGHTED REGRESSIONS ON TIME, DISCHARGE, AND SEASON (WRTDS), WITH AN APPLICATION TO CHESAPEAKE BAY RIVER INPUTS. *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (5): 857-880. 10.1111/j.1752-1688.2010.00482.x

- Holeck, K.T.; Rudstam, L.G.; Watkins, J.M.; Luckey, F.J.; Lantry, J.R.; Lantry, B.F.; Trometer, E.S.; Koops, M.A.; Johnson, T.B., 2015. Lake Ontario water quality during the 2003 and 2008 intensive field years and comparison with long-term trends. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18 (1): 7-17. 10.1080/14634988.2015.1000787
- Holmes, N.T.H., 1995. *Macrophytes for Water and Other River Quality Assessments*. Anglian Region, Peterborough: National Rivers Authority.
- Holmes, N.T.H.; Whitton, B.A., 1977. The macrophytic vegetation of the River Tees in 1975: observed and predicted changes. *Freshwater Biology*, 7 (1): 43-60. doi:10.1111/j.1365-2427.1977.tb01656.x
- Holtgrieve, G.; Schindler, D.; Branch, T.; A'mar, Z., 2010. Simultaneous quantification of aquatic ecosystem metabolism and reaeration using a Bayesian statistical model of oxygen dynamics. *Limnology and Oceanography*, 55 (3): 1047-1063. 10.4319/lo.2010.55.3.1047
- HORNBERGER, G.; KELLY, M., 1975. ATMOSPHERIC REAERATION IN A RIVER USING PRODUCTIVITY ANALYSIS. *Journal of the Environmental Engineering Division-Asce*, 101 (5): 729-739
- Horsburgh, J.S.; Spackman Jones, A.; Stevens, D.K.; Tarboton, D.G.; Mesner, N.O., 2010. A sensor network for high frequency estimation of water quality constituent fluxes using surrogates. *Environmental Modelling & Software*, 25 (9): 1031-1044. 10.1016/j.envsoft.2009.10.012
- 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
- Howden, N.; Burt, T.; Worrall, F.; Whelan, M.; Bierzo, M., 2010. Nitrate concentrations and fluxes in the River Thames over 140 years (1868-2008): are increases irreversible? *Hydrological Processes*, 24 (18): 2657-2662. 10.1002/hyp.7835
- Huang, J.C.; Gao, J.F.; Liu, J.T.; Zhang, Y.J., 2013. State and parameter update of a hydrodynamic-phytoplankton model using ensemble Kalman filter. *Ecological Modelling*, 263: 81-91. 10.1016/j.ecolmodel.2013.04.022
- Hubert, P.; Meybeck, M.; Olive, P., 1970. Etude par le tritium de la dynamique des eaux du Léman (lac de Genève). *Comptes Rendus Acad. Sci. Paris*, 270: 1298-1301.
- Hudon, C.; Cattaneo, A.; Poirier, A.M.T.; Brodeur, P.; Dumont, P.; Mailhot, Y.; Amyot, J.P.; Despatie, S.P.; de Lafontaine, Y., 2012. Oligotrophication from wetland epuration alters the riverine trophic network and carrying capacity for fish. *Aquatic Sciences*, 74 (3): 495-511. 10.1007/s00027-011-0243-2
- Hynes, H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool GBR: Liverpool University Press
- Hynes, H.B.N., 1975. Edgardo baldi memorial lecture. The stream and its valley. *Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, 19: 1-15
- 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, 95.
- Ide, J.; Chiwa, M.; Higashi, N.; Maruno, R.; Mori, Y.; Otsuki, K., 2012. Determining storm sampling requirements for improving precision of annual load estimates of nutrients from a small forested watershed. *Environmental Monitoring and Assessment*, 184 (8): 4747-4762. 10.1007/s10661-011-2299-9
- Ifremer, 2007. *Le Bulletin du Réseau de Suivi Lagunaire Languedoc-Roussillon. Bilan des résultats 2006 et nature du suivi 2007*
- Ifremer, 2014. *Réseau de suivi Lagunaire du Languedoc - Roussillon : Bilan des résultats 2013*, (Rapport RSL-14/2014).
- Ifremer; protégées, A.d.a.m.; MEDDE, 2015. *Pression des activités humaines terrestres et maritimes. Evolution des principaux flux de nutriments à la mer*, 5 pp.
- Ignatiades, L., 2005. Scaling the trophic status of the Aegean Sea, eastern Mediterranean. *Journal of Sea Research*, 54 (51-57):
- IRIS-SES, 2015. *Outcomes of the cataloguing of current monitoring programmes and analysis of pressures*, 83 pp.
- Istvanovics, V.; Honti, M., 2012. Efficiency of nutrient management in controlling eutrophication of running waters in the Middle Danube Basin. *Hydrobiologia*, 686 (1): 55-71. 10.1007/s10750-012-0999-y
- Ivanovsky, A.; Criquet, J.; Dumoulin, D.; Alary, C.; Prygiel, J.; Duponchel, L.; Billon, G., 2016. Water quality assessment of a small peri-urban river using low and high frequency monitoring. *Environ Sci Process Impacts*, 18 (5): 624-37. 10.1039/c5em00659g
- Jacobson, P.C.; Hansen, G.J.A.; Bethke, B.J.; Cross, T.K., 2017. Disentangling the effects of a century of eutrophication and climate warming on freshwater lake fish assemblages. *Plos One*, 12 (8): e0182667. 10.1371/journal.pone.0182667
- Jacquet, S.; Barbet, D.; Barbier, C.; Cachera, S.; Colon, M.; Espinat, L.; Girel, C.; Guillard, J.; Hamelet, V.; Hustache, J.C.; Lacroix, D.; Laine, L.; Leberre, B.; Neasat, J.; Paolini, G.; Perga, M.; Perney, P.; Rimet, F., 2016 *Suivi environnemental des eaux du lac du Bourget pour l'année 2015*: INRA, (Rapport INRA-CISALB-CALB), 205 pages.
- Jacquet, S.; Briand, J.F.; Leboulanger, C.; Avois-Jacquet, C.; Oberhaus, L.; Tassin, B.; Vincon-Leite, B.; Paolini, G.; Druart, J.C.; Anneville, O.; Humbert, J.F., 2005. The proliferation of the toxic cyanobacterium *Planktothrix rubescens* following restoration of the largest natural French lake (Lac du Bourget). *Harmful Algae*, 4 (4): 651-672. 10.1016/j.hal.2003.12.006
- Jacquet, S.; Domaizon, I.; Anneville, O., 2014. The need for ecological monitoring of freshwaters in a changing world: a case study of Lakes Annecy, Bourget, and Geneva. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (6): 3455-3476. 10.1007/s10661-014-3630-z

- Jahnig, S.C.; Brabec, K.; Buffagni, A.; Erba, S.; Lorenz, A.W.; Ofenbock, T.; Verdonschot, P.F.M.; Hering, D., 2010. A comparative analysis of restoration measures and their effects on hydromorphology and benthic invertebrates in 26 central and southern European rivers. *Journal of Applied Ecology*, 47 (3): 671-680
- Jarvie, H.P.; Johnson, L.T.; Sharples, A.N.; Smith, D.R.; Baker, D.B.; Bruulsema, T.W.; Confesor, R., 2017. Increased Soluble Phosphorus Loads to Lake Erie: Unintended Consequences of Conservation Practices? *Journal of Environmental Quality*, 46 (1): 123-132. 10.2134/jeq2016.07.0248
- Jennings, M.; Lyons, J.; Emmons, E.; Hatzenbeler, G.; Bozek, M.; Simonson, T.; Beard Jr, T.; Fago, D., 1999. Toward the development of an index of biotic integrity for inland lakes in Wisconsin CRC Press: Boca Raton, Florida. 541-562
- Jenny, J.P.; Normandeau, A.; Francus, P.; Taranu, Z.E.; Gregory-Eaves, I.; Lapointe, F.; Jautzy, J.; Ojala, A.E.K.; Dorioz, J.M.; Schimmelmann, A.; Zolitschka, B., 2016. Urban point sources of nutrients were the leading cause for the historical spread of hypoxia across European lakes. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 113 (45): 12655-12660. 10.1073/pnas.1605480113
- Jensen, F.B., 1996. Uptake, elimination and effects of nitrite and nitrate in freshwater crayfish (*Astacus astacus*). *Aquatic Toxicology*, 34 (2): 95-104. 10.1016/0166-445x(95)00030-8
- Jensen, F.B., 2003. Nitrite disrupts multiple physiological functions in aquatic animals. *Comparative Biochemistry and Physiology a-Molecular & Integrative Physiology*, 135 (1): 9-24. 10.1016/s1095-6433(02)00323-9
- Jeppesen, E.; Nøges, P.; Davidson, T.A.; Haberman, J.; Nøges, T.; Blank, K.; Lauridsen, T.L.; Sondergaard, M.; Sayer, C.; Laugaste, R.; Johansson, L.S.; Bjerring, R.; Amsinck, S.L., 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, 676 (1): 279-297. 10.1007/s10750-011-0831-0
- Jeppesen, E.; Peder Jensen, J.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.; Landkildehus, F., 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology*, 45 (2): 201-218. 10.1046/j.1365-2427.2000.00675.x
- Jeppesen, E.; Sondergaard, M.; Jensen, J.P.; Havens, K.E.; Anneville, O.; Carvalho, L.; Coveney, M.F.; Deneke, R.; Dokulil, M.T.; Foy, B.O.B.; Gerdeaux, D.; Hampton, S.E.; Hilt, S.; Kangur, K.; Kohler, J.A.N.; Lammens, E.H.H.R.; Lauridsen, T.L.; Manca, M.; Miracle, M.R.; Moss, B.; Nøges, P.; Persson, G.; Phillips, G.; Portielje, R.O.B.; Romo, S.; Schelske, C.L.; Straile, D.; Tatrai, I.; Willen, E.V.A.; Winder, M., 2005. Lake responses to reduced nutrient loading - an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology*, 50 (10): 1747-1771. 10.1111/j.1365-2427.2005.01415.x
- Jindal, R.; Thakur, R.K.; Singh, U.B.; Ahluwalia, A.S., 2014. Phytoplankton dynamics and species diversity in a shallow eutrophic, natural mid-altitude lake in Himachal Pradesh (India): role of physicochemical factors. *Chemistry and Ecology*, 30 (4): 328-338. 10.1080/02757540.2013.871267
- Johnes, P.J., 2007. Uncertainties in annual riverine phosphorus load estimation: Impact of load estimation methodology, sampling frequency, baseflow index and catchment population density. *Journal of Hydrology*, 332 (1-2): 241-258. 10.1016/j.jhydrol.2006.07.006
- Johnson, R.; Angeler, D.; Moe, S.J.; Hering, D., 2014. Cross-taxon responses to elevated nutrients in European streams and lakes. *Aquatic Sciences*, 76 (1): 51-60. 10.1007/s00027-013-0311-x
- Johnson, R.K.; Almlöf, K., 2016. Adapting boreal streams to climate change: effects of riparian vegetation on water temperature and biological assemblages. *Freshwater Science*, 35 (3): 984-997. doi:10.1086/687837
- Johnson, R.K.; Angeler, D.G.; Hallstan, S.; Sandin, L.; McKie, B.G., 2017. Decomposing multiple pressure effects on invertebrate assemblages of boreal streams. *Ecological Indicators*, 77: 293-303. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2017.02.020>
- Johnson, R.K.; Hering, D., 2009. Response of taxonomic groups in streams to gradients in resource and habitat characteristics. *Journal of Applied Ecology*, 46 (1): 175-186. 10.1111/j.1365-2664.2008.01583.x
- Johnson, R.K.; Hering, D.; Furse, M.T.; Clarke, R.T., 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia*, 566: 115-137. 10.1007/s10750-006-0101-8
- Jones, A.S.; Horsburgh, J.S.; Mesner, N.O.; Ryel, R.J.; Stevens, D.K., 2012. Influence of Sampling Frequency on Estimation of Annual Total Phosphorus and Total Suspended Solids Loads. *Journal of the American Water Resources Association*, 48 (6): 1258-1275. 10.1111/j.1752-1688.2012.00684.x
- Jones, A.S.; Stevens, D.K.; Horsburgh, J.S.; Mesner, N.O., 2011. Surrogate Measures for Providing High Frequency Estimates of Total Suspended Solids and Total Phosphorus Concentrations. *Journal of the American Water Resources Association*, 47 (2): 239-253. 10.1111/j.1752-1688.2010.00505.x
- Jones, C.G.; Lawton, J.H.; Shachak, M., 1994. Organisms as Ecosystem Engineers. *Oikos*, 69 (3): 373-386. 10.2307/3545850
- Jordan, P.; Cassidy, R., 2011. Technical Note: Assessing a 24/7 solution for monitoring water quality loads in small river catchments. *Hydrology and Earth System Sciences*, 15 (10): 3093-3100. 10.5194/hess-15-3093-2011
- Jordan, P.; Melland, A.R.; Mellander, P.E.; Shortle, G.; Wall, D., 2012. The seasonality of phosphorus transfers from land to water: Implications for trophic impacts and policy evaluation. *Science of the Total Environment*, 434: 101-109. 10.1016/j.scitotenv.2011.12.070
- Joy, M.K.; Death, R.G., 2004. Application of the index of biotic integrity methodology to New Zealand freshwater fish communities. *Environmental Management*, 34 (3): 415-428

- Jutterstrom, S.; Andersson, H.C.; Omstedt, A.; Malmaeus, J.M., 2014. Multiple stressors threatening the future of the Baltic Sea-Kattegat marine ecosystem: Implications for policy and management actions. *Marine Pollution Bulletin*, 86 (1-2): 468-480. 10.1016/j.marpolbul.2014.06.027
- Kagalou, I.; Papastergiadou, E.; Tsimarakis, G.; Petridis, D., 2003. Evaluation of the trophic state of Lake Pamvotis Greece, a shallow urban lake. *Hydrobiologia*, 506 (1-3): 745-752. 10.1023/B:HYDR.0000008603.69847.9e
- Kahlert, M.; Albert, R.L.; Anttila, E.L.; Bengtsson, R.; Bigler, C.; Eskola, T.; Galman, V.; Gottschalk, S.; Herlitz, E.; Jarlman, A.; Kasperoviciene, J.; Kokocinski, M.; Luup, H.; Miettinen, J.; Paunksnyte, I.; Piirsoo, K.; Quintana, I.; Raunio, J.; Sandell, B.; Simola, H.; Sundberg, I.; Vilbaste, S.; Weckstrom, J., 2009. Harmonization is more important than experience-results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *Journal of Applied Phycology*, 21 (4): 471-482. 10.1007/s10811-008-9394-5
- Kallio, K., 2006. Optical properties of Finnish lakes estimated with simple bio-optical models and water quality monitoring data. *Nordic Hydrology*, 37 (2): 183-204. 10.2166/nh.2006.007
- Kamarainen, A.M.; Penczykowski, R.M.; Van de Bogert, M.C.; Hanson, P.C.; Carpenter, S.R., 2009. Phosphorus sources and demand during summer in a eutrophic lake. *Aquatic Sciences*, 71 (2): 214-227. 10.1007/s00027-009-9165-7
- Kann, J.; Smith, V., 1999. Estimating the probability of exceeding elevated pH values critical to fish populations in a hypereutrophic lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 56 (12): 2262-2270. 10.1139/cjfas-56-12-2262
- Karr, J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, 6 (6): 21-27
- Karr, J.R., 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications*, 1 (1): 66-84
- Karr, J.R.; Chu, E., 1999. *Restoring life in running waters: better biological monitoring*. Washington, DC: Island Press
- Karr, J.R.; Toth, L.A.; Dudley, D.R., 1985. Fish communities of midwestern rivers: a history of degradation. *Bioscience*, 35 (2): 90-95
- Karube, Z.; Sakai, Y.; Takeyama, T.; Okuda, N.; Kohzu, A.; Yoshimizu, C.; Nagata, T.; Tayasu, I., 2010. Carbon and nitrogen stable isotope ratios of macroinvertebrates in the littoral zone of Lake Biwa as indicators of anthropogenic activities in the watershed. *Ecological research*, 25 (4): 847-855. 10.1007/s11284-010-0715-1
- Karydis, M., 2009. EUTROPHICATION ASSESSMENT OF COASTAL WATERS BASED ON INDICATORS: A LITERATURE REVIEW. *Global Nest Journal*, 11 (4): 373-390
- Katsiapi, M.; Moustaka-Gouni, M.; Sommer, U., 2016. Assessing ecological water quality of freshwaters: PhyCol-a new phytoplankton community Index. *Ecological Informatics*, 31: 22-29. 10.1016/j.ecoinf.2015.11.004
- Kauer, T.; Kutser, T.; Arst, H.; Danckaert, T.; Noges, T., 2015. Modelling primary production in shallow well mixed lakes based on MERIS satellite data. *Remote Sensing of Environment*, 163: 253-261. 10.1016/j.rse.2015.03.023
- Kauppila, T.; Valpola, S.E., 2003. Response of a shallow boreal lake to recent nutrient enrichment - implications for diatom-based phosphorus reconstructions. *Hydrobiologia*, 495 (1-3): 47-58. 10.1023/a:1025415607434
- Keck, F.; Bouchez, A.; Franc, A.; Rimet, F., 2016. Linking phylogenetic similarity and pollution sensitivity to develop ecological assessment methods: a test with river diatoms. *Journal of Applied Ecology*, 53 (3): 856-864. 10.1111/1365-2664.12624
- Keitzer, S.C.; Ludsin, S.A.; Sowa, S.P.; Annis, G.; Arnold, J.G.; Daggupati, P.; Froehlich, A.M.; Herbert, M.E.; Johnson, M.-V.V.; Sasson, A.M., 2016. Thinking outside of the lake: Can controls on nutrient inputs into Lake Erie benefit stream conservation in its watershed? *Journal of Great Lakes Research*, 42 (6): 1322-1331
- Kellogg, D.Q.; Gold, A.J.; Cox, S.; Addy, K.; August, P.V., 2010. A geospatial approach for assessing denitrification sinks within lower-order catchments. *Ecological Engineering*, 36 (11): 1596-1606. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.02.006>
- Kelly, M.; Bennion, H.; Burgess, A.; Ellis, J.; Juggins, S.; Guthrie, R.; Jamieson, J.; Adriaenssens, V.; Yallop, M., 2009. Uncertainty in ecological status assessments of lakes and rivers using diatoms. *Hydrobiologia*, 633 (1): 5-15. 10.1007/s10750-009-9872-z
- Kelly, M.G., 2003. Short term dynamics of diatoms in an upland stream and implications for monitoring eutrophication. *Environmental Pollution*, 125 (2): 117-122. 10.1016/s0269-7491(03)00075-7
- Kelly, M.G.; Whitton, B.A., 1995. TROPHIC DIATOM INDEX - A NEW INDEX FOR MONITORING EUTROPHICATION IN RIVERS. *Journal of Applied Phycology*, 7 (4): 433-444. 10.1007/bf00003802
- Kelso, B.H.L.; Glass, D.M.; Smith, R.V., 1999. Toxicity of nitrite in freshwater invertebrates. In: Wilson W.S. Ball A.S. & Hinton R.H. (eds), ed. *Managing risks of nitrites to human and the environment*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 175-188
- Kemp, W.; Boynton, W.; Adolf, J.; Boesch, D.; Boicourt, W.; Brush, G.; Cornwell, J.; Fisher, T.; Glibert, P.; Hagy, J.; Harding, L.; Houde, E.; Kimmel, D.; Miller, W.; Newell, R.; Roman, M.; Smith, E.; Stevenson, J., 2005. Eutrophication of Chesapeake Bay: historical trends and ecological interactions. *Marine Ecology Progress Series*, 303: 1-29. 10.3354/meps303001
- Kerans, B.L.; Karr, J.R., 1994. A benthic index of biotic integrity (B-IBI) for rivers of the Tennessee Valley. *Ecological Applications*, 4 (4): 768-785
- Kermarrec, L.; Franc, A.; Rimet, F.; Chaumeil, P.; Frigerio, J.M.; Humbert, J.F.; Bouchez, A., 2014. A next-generation sequencing approach to river biomonitoring using benthic diatoms. *Freshwater Science*, 33 (1): 349-363. 10.1086/675079

- Kermarrec, L.; Franc, A.; Rimet, F.; Chaumeil, P.; Humbert, J.F.; Bouchez, A., 2013. Next-generation sequencing to inventory taxonomic diversity in eukaryotic communities: a test for freshwater diatoms. *Molecular Ecology Resources*, 13 (4): 607-619. 10.1111/1755-0998.12105
- Kerr, J.G.; Eimers, M.C.; Yao, H., 2016. Estimating stream solute loads from fixed frequency sampling regimes: the importance of considering multiple solutes and seasonal fluxes in the design of long-term stream monitoring networks. *Hydrological Processes*, 30 (10): 1521-1535. 10.1002/hyp.10733
- Kim, D.K.; Zhang, W.T.; Watson, S.; Arhonditsis, G.B., 2014. A commentary on the modelling of the causal linkages among nutrient loading, harmful algal blooms, and hypoxia patterns in Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 40: 117-129. 10.1016/j.jglr.2014.02.014
- Klima, O.; Kopp, R., 2014. Monitoring of hydrochemical parameters, algae and cyanobacteria in newly built ponds near Hovorany village. *Mendelnet 2014*: 272-277
- Kolkwitz, R.; Marsson, M., 1908. Ökologie der pflanzlichen Saprobien. *Berichte der Deutschen Botanischen Gesellschaft*, 26 (A): 505-519
- Kolkwitz, R.; Marsson, M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *Internationale Revue der Hydrobiologie*, 2: 126-519
- Kolkwitz, R.; Marsson, M., 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von des biologischen Gewässerbeurteilung. *Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2: 126-152
- Komarkova, J.; Hejzlar, J., 1996. Summer maxima of phytoplankton in the Rimov Reservoir in relation to hydrologic parameters and phosphorus loading. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 136 (2): 217-236
- Kovacs, C.; Kahlert, M.; Padisak, J., 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology*, 18 (2): 105-117. 10.1007/s10811-006-9080-4
- Krause, A.E.; Frank, K.A.; Mason, D.M.; Ulanowicz, R.E.; Taylor, W.W., 2003. Compartments revealed in food-web structure. *Nature*, 426 (6964): 282-285. http://www.nature.com/nature/journal/v426/n6964/supinfo/nature02115_S1.html
- Kristensen, E.; Ahmed, S.I.; Devol, A.H., 1995. Aerobic and anaerobic decomposition of organic matter in marine sediment: Which is fastest? *Limnology and Oceanography*, 40 (8): 1430-1437
- Kronvang, B.; Aertebjerg, G.; Grant, R.; Kristensen, P.; Hovmand, M.; Kirkegaard, J., 1993. Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: state of the Danish aquatic environment. *Ambio*, 22 (4): 176-187
- Kronvang, B.; Andersen, H.E.; Børgesen, C.; Dalgaard, T.; Larsen, S.E.; Bøgestrand, J.; Blicher-Mathiasen, G., 2008. Effects of policy measures implemented in Denmark on nitrogen pollution of the aquatic environment. *Environmental Science & Policy*, 11 (2): 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2007.10.007>
- Kronvang, B.; Behrendt, H.; Andersen, H.E.; Arheimer, B.; Barr, A.; Borgvang, S.A.; Bouraoui, F.; Granlund, K.; Grizzetti, B.; Groenendijk, P.; Schwaiger, E.; Hejzlar, J.; Hoffmann, L.; Johnsson, H.; Panagopoulos, Y.; Lo Porto, A.; Reisser, H.; Schoumans, O.; Anthony, S.; Silgram, M.; Venohr, M.; Larsen, S.E., 2009. Ensemble modelling of nutrient loads and nutrient load partitioning in 17 European catchments. *Journal of Environmental Monitoring*, 11 (3): 572-583. 10.1039/B900101H
- Kronvang, B.; Jeppesen, E.; Conley, D.J.; Sondergaard, M.; Larsen, S.E.; Ovesen, N.B.; Carstensen, J., 2005. Nutrient pressures and ecological responses to nutrient loading reductions in Danish streams, lakes and coastal waters. *Journal of Hydrology*, 304 (1-4): 274-288. 10.1016/j.jhydrol.2004.07.035
- Kronvang, B.; Rubaek, G.H.; Heckrath, G., 2009. International Phosphorus Workshop: Diffuse Phosphorus Loss to Surface Water Bodies-Risk Assessment, Mitigation Options, and Ecological Effects in River Basins. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1924-1929. 10.2134/jeq2009.0051
- Lair, N.; Reyes-Marchant, P., 1997. The potamoplankton of the Middle Loire and the role of the 'moving littoral' in downstream transfer of algae and rotifers. *Hydrobiologia*, 356 (1): 33-52. 10.1023/a:1003127230386
- Lange, K.; Townsend, C.R.; Matthaei, C.D., 2014. Can biological traits of stream invertebrates help disentangle the effects of multiple stressors in an agricultural catchment? *Freshwater Biology*, 59 (12): 2431-2446
- Lange-Bertalot, H., 1979. Simonsenia, a new genus with morphology intermediate between Nitzschia and Surirella. *Bacillaria*, 2: 127-136
- Lanoux, A.; Etcheber, H.; Schmidt, S.; Sottolichio, A.; Chabaud, G.; Richard, M.; Abril, G., 2013. Factors contributing to hypoxia in a highly turbid, macrotidal estuary (the Gironde, France). *Environmental Science: Processes & Impacts*, 15 (3): 585-595
- Larras, F.; Coulaud, R.; Gautreau, E.; Billoir, E.; Rosebery, J.; Usseglio-Polatera, P., 2017. Assessing anthropogenic pressures on streams: a random forest approach based on benthic diatom communities. *Science of the Total Environment*, In press doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.02.096
- Larras, F.; Keck, F.; Montuelle, B.; Rimet, F.; Bouchez, A., 2014. Linking Diatom Sensitivity to Herbicides to Phylogeny: A Step Forward for Biomonitoring? *Environmental Science & Technology*, 48 (3): 1921-1930. 10.1021/es4045105
- Lavoie, I.; Campeau, S.; Grenier, M.; Dillon, P.J., 2006. A diatom-based index for the biological assessment of eastern Canadian rivers: an application of correspondence analysis (CA). *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 63 (8): 1793-1811. 10.1139/f06-084
- Le, C.F.; Hu, C.M.; Cannizzaro, J.; Duan, H.T., 2013. Long-term distribution patterns of remotely sensed water quality parameters in Chesapeake Bay. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 128: 93-103. 10.1016/j.ecss.2013.05.004
- Le Galliard, J.F.; Guarini, J.M.; Gaill, F., 2012. *Sensors for ecology, toward integrated knowledge of ecosystems*. paris: CNRS Editions

- Le Luherne, E.; Réveillac, E.; Ponsero, A.; Sturbois, A.; Ballu, S.; Perdriau, M.; Le Pape, O., 2016. Fish community responses to green tides in shallow estuarine and coastal areas. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 175: 79-92
- Lease, H.; Hansen, J.; Bergman, H.; Meyer, J., 2003. Structural changes in gills of Lost River suckers exposed to elevated pH and ammonia concentrations. *Comparative Biochemistry and Physiology C-Toxicology & Pharmacology*, 134 (4): 491-500. 10.1016/S1532-0456(03)00044-9
- Lecerf, A.; Usseglio-Polatera, P.; Charcosset, J.Y.; Lambrigt, D.; Bracht, B.; Chauvet, E., 2006. Assessment of functional integrity of eutrophic streams using litter breakdown and benthic macroinvertebrates. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 165 (1): 105-126. 10.1127/0003-9136/2006/0165-0105
- Lee, C.J.; Hirsch, R.M.; Schwarz, G.E.; Holtschlag, D.J.; Preston, S.D.; Crawford, C.G.; Vecchia, A.V., 2016. An evaluation of methods for estimating decadal stream loads. *Journal of Hydrology*, 542: 185-203. 10.1016/j.jhydrol.2016.08.059
- Leitao, M.; Leglize, L., 2000. Long-term variations of epilimnetic phytoplankton in an artificial reservoir during a 10-year survey. *Hydrobiologia*, 424: 39-49. 10.1023/a:1003992609507
- Lemly, A.D., 1982. Modification of benthic insect communities in polluted streams - combined effects of sedimentation and nutrient enrichment. *Hydrobiologia*, 87 (3): 229-245. 10.1007/bf00007232
- Lemly, A.D., 1998. Bacterial growth on stream insects: potential for use in bioassessment. *Journal of the North American Benthological Society*, 17 (2): 228-238. 10.2307/1467964
- Lemly, A.D., 2000. Using bacterial growth on insects to assess nutrient impacts in streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 63 (3): 431-446. 10.1023/a:1006211929599
- Lenoir, A.; Coste, M., 1996. Development of a practical diatom index of overall water quality applicable to the French National Water Board Network. In: Whitton, B.; Rott, E.e., eds. *Use of Algae for Monitoring Rivers II*, Rott E., Institut für Botanik, Universität Innsbruck 29-45
- Lewin, I., 2006. The gastropod communities in the lowland rivers of agricultural areas - Their biodiversity and bioindicative value in the Ciechanowska Upland, Central Poland. *Malacologia*, 49 (1): 7-23
- Lewis, W.M.; McCutchan, J.H., 2010. Ecological responses to nutrients in streams and rivers of the Colorado mountains and foothills. *Freshwater Biology*, 55 (9): 1973-1983. 10.1111/j.1365-2427.2010.02431.x
- Liess, A.; Le Gros, A.; Wagenhoff, A.; Townsend, C.R.; Matthaei, C.D., 2012. Landuse intensity in stream catchments affects the benthic food web: consequences for nutrient supply, periphyton C:nutrient ratios, and invertebrate richness and abundance. *Freshwater Science*, 31 (3): 813-824. 10.1899/11-019.1
- Lima-Fernandes, E.; Fernandes, I.; Pereira, A.; Gerales, P.; Cassio, F.; Pascoal, C., 2015. Eutrophication modulates plant-litter diversity effects on litter decomposition in streams. *Freshwater Science*, 34 (1): 31-41. 10.1086/679223
- 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. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.01.072>
- Lloyd, C.E.M.; Freer, J.E.; Johnes, P.J.; Coxon, G.; Collins, A.L., 2016. Discharge and nutrient uncertainty: implications for nutrient flux estimation in small streams. *Hydrological Processes*, 30 (1): 135-152. 10.1002/hyp.10574
- Logez, M.; Maire, A.; Argillier, C., 2015. *Principes et méthodes de calcul de l'Indice Ichtyofaune Lacustre, III*: Irstea, Technical Report, 23.
- Longphurt, S.N.; O'Boyle, S.; Wilkes, R.; Dabrowski, T.; Stengel, D.B., 2016. Influence of hydrological regime in determining the response of macroalgal blooms to nutrient loading in two Irish estuaries. *Estuaries and Coasts*, 39 (2): 478-494
- Loperfido, J.V.; Just, C.L.; Papanicolaou, A.N.; Schnoor, J.L., 2010. In situ sensing to understand diel turbidity cycles, suspended solids, and nutrient transport in Clear Creek, Iowa. *Water Resources Research*, 46. 10.1029/2009wr008293
- Lovett, G.; Cole, J.; Pace, M., 2006. Is net ecosystem production equal to ecosystem carbon accumulation? *Ecosystems*, 9 (1): 152-155. 10.1007/s10021-005-0036-3
- Ludsin, S.A.; Hook, T., 2013. Interactive effects of nutrient inputs and climate change on Lake Erie fish community. *Report to International Joint Commission*, 24p:
- Ludsin, S.A.; Kershner, M.W.; Blocksom, K.A.; Knight, R.L.; Stein, R.A., 2001. Life After Death in Lake Erie: Nutrient Controls Drive Fish Species Richness, Rehabilitation. *Ecological Applications*, 11 (3): 731-746. 10.2307/3061113
- Luis, A.T.; Teixeira, P.; Almeida, S.F.P.; Ector, L.; Matos, J.X.; da Silva, E.A.F., 2009. Impact of Acid Mine Drainage (AMD) on Water Quality, Stream Sediments and Periphytic Diatom Communities in the Surrounding Streams of Aljustrel Mining Area (Portugal). *Water Air and Soil Pollution*, 200 (1-4): 147-167. 10.1007/s11270-008-9900-z
- Lyche-Solheim, A.; Feld, C.K.; Birk, S.; Phillips, G.; Carvalho, L.; Morabito, G.; Mischke, U.; Willby, N.; Søndergaard, M.; Hellsten, S.; Kolada, A.; Mjelde, M.; Böhmer, J.; Miler, O.; Pusch, M.T.; Argillier, C.; Jeppesen, E.; Lauridsen, T.L.; Poikane, S., 2013. Ecological status assessment of European lakes: a comparison of metrics for phytoplankton, macrophytes, benthic invertebrates and fish. *Hydrobiologia*, 704 (1): 57-74. 10.1007/s10750-012-1436-y
- Mainstone, C.P.; Parr, W., 2002. Phosphorus in rivers—ecology and management. *Science of the Total Environment*, 282: 25-47
- Makarewicz, J.C.; Lewis, T.W.; Rea, E.; Winslow, M.J.; Pettenski, D., 2015. Using SWAT to determine reference nutrient conditions for small and large streams. *Journal of Great Lakes Research*, 41 (1): 123-135. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jglr.2014.12.022>
- Mallin, M.A.; Johnson, V.L.; Ensign, S.H.; MacPherson, T.A., 2006. Factors contributing to hypoxia in rivers, lakes, and streams. *Limnology and Oceanography*, 51 (1): 690-701

- Mandal, S.; Goswami, A.R.; Mukhopadhyay, S.K.; Ray, S., 2015. Simulation model of phosphorus dynamics of an eutrophic impoundment - East Calcutta Wetlands, a Ramsar site in India. *Ecological Modelling*, 306: 226-239. 10.1016/j.ecolmodel.2014.07.008
- Mandal, S.K.; Patel, V.R.; Temkar, G.; George, B.M.; Raman, M., 2015. Bio-optic characterization of *Discosphaera tubifer* bloom occurs in an overcrowded fishing harbour at Veraval, India. *Environmental Monitoring and Assessment*, 187 (9): 16. 10.1007/s10661-015-4798-6
- Mann, D.G.; Vanormelingen, P., 2013. An Inordinate Fondness? The Number, Distributions, and Origins of Diatom Species. *Journal of Eukaryotic Microbiology*, 60 (4): 414-420. 10.1111/jeu.12047
- Marcel, R.; Bouchez, A.; Rimet, F., 2013. Influence of herbicide contamination on diversity and ecological guilds of river diatoms. *Cryptogamie Algologie*, 34 (2): 169-183. 10.7872/crya.v34.iss2.2013.169
- Maret, T.R.; Konrad, C.P.; Tranmer, A.W., 2010. Influence of Environmental Factors on Biotic Responses to Nutrient Enrichment in Agricultural Streams1. *Journal of the American Water Resources Association*, 46 (3): 498-513. 10.1111/j.1752-1688.2010.00430.x
- Margalef, R., 1960. Ideas for a Synthetic Approach to the Ecology Of Running Waters. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 45 (1): 133-153. 10.1002/iroh.19600450108
- Markogianni, V.; Dimitriou, E.; Karaouzas, I., 2014. Water quality monitoring and assessment of an urban Mediterranean lake facilitated by remote sensing applications. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (8): 5009-5026. 10.1007/s10661-014-3755-0
- Martinet, J.; Descloux, S.; Guedant, P.; Rimet, F., 2014. Phytoplankton functional groups for ecological assessment in young sub-tropical reservoirs: case study of the Nam-Theun 2 Reservoir, Laos, South-East Asia. *Journal of Limnology*, 73 (3): 536-550. 10.4081/jlimnol.2014.958
- Marzin, A.; Delaigue, O.; Logez, M.; Belliard, J.; Pont, D., 2014. Uncertainty associated with river health assessment in a varying environment: The case of a predictive fish-based index in France. *Ecological Indicators*, 43: 195-204. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.011>
- Marzin, A.; Verdonschot, P.F.M.; Pont, D., 2013. The relative influence of catchment, riparian corridor, and reach-scale anthropogenic pressures on fish and macroinvertebrate assemblages in French rivers. *Hydrobiologia*, 704 (1): 375-388. 10.1007/s10750-012-1254-2
- MARZOLF, E.; MULHOLLAND, P.; STEINMAN, A., 1994. IMPROVEMENTS TO THE DIURNAL UPSTREAM-DOWNSTREAM DISSOLVED-OXYGEN CHANGE TECHNIQUE FOR DETERMINING WHOLE-STREAM METABOLISM IN SMALL STREAMS. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 51 (7): 1591-1599. 10.1139/f94-158
- Mastrantuono, L.; Sforza, M., 2008. Recovery assessment in Lake Nemi (Italy) after a twenty year period (1981-2001) using plant-associated invertebrates. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11 (3): 310-320. 10.1080/14634980802093623
- Mataloni, G.; Tesolin, G.; Tell, G., 1998. Characterization of a small eutrophic Antarctic lake (Otero Lake, Cierva Point) on the basis of algal assemblages and water chemistry. *Polar Biology*, 19 (2): 107-114. 10.1007/s003000050221
- Matamoras, W.A.; Hoagstrom, C.W.; Schaefer, J.F.; Kreiser, B.R., 2016. Fish faunal provinces of the conterminous United States of America reflect historical geography and familial composition. *Biological Reviews*, 91 (3): 813-832. 10.1111/brv.12196
- Matthaei, C.D.; Piggott, J.J.; Townsend, C.R., 2010. Multiple stressors in agricultural streams: interactions among sediment addition, nutrient enrichment and water abstraction. *Journal of Applied Ecology*, 47 (3): 639-649. 10.1111/j.1365-2664.2010.01809.x
- Mayer, C.M.; Keats, R.A.; Rudstam, L.G.; Mills, E.L., 2002. Scale-dependent effects of zebra mussels on benthic invertebrates in a large eutrophic lake. *Journal of the North American Benthological Society*, 21 (4): 616-633. 10.2307/1468434
- McCormick, P.V., 1996. Resource Competition and Species Coexistence in Freshwater Benthic Algal Assemblages.
- McCormick, P.V.; Shuford, R.B.E.; Rawlik, P.S., 2004. Changes in macroinvertebrate community structure and function along a phosphorus gradient in the Florida Everglades. *Hydrobiologia*, 529 (1): 113-132. 10.1007/s10750-004-5737-7
- McCutchan, J.; Saunders, J.; Lewis, W.; Hayden, M., 2002. Effects of groundwater flux on open-channel estimates of stream metabolism. *Limnology and Oceanography*, 47 (1): 321-324
- McGoff, E.; Sandin, L., 2012. Catchment land-use effects on littoral macroinvertebrates in response to local habitat structure and trophic state. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (2): 111-121. 10.1127/1863-9135/2012/0194
- Meals, D.W.; Dressing, S.A.; Davenport, T.E., 2010. Lag Time in Water Quality Response to Best Management Practices: A Review. *Journal of Environmental Quality*, 39 (1): 85-96. 10.2134/jeq2009.0108
- Mebane, C.A.; Simon, N.S.; Maret, T.R., 2014. Linking nutrient enrichment and streamflow to macrophytes in agricultural streams. *Hydrobiologia*, 722 (1): 143-158. 10.1007/s10750-013-1693-4
- Mehler, K.; Acharya, K.; Sada, D.; Yu, Z.B., 2015. Factors affecting spatiotemporal benthic macroinvertebrate diversity and secondary production in a semi-arid watershed. *Journal of Freshwater Ecology*, 30 (2): 197-214. 10.1080/02705060.2014.974225
- Mehner, T.; Benndorf, J., 1995. EUTROPHICATION - A SUMMARY OF OBSERVED EFFECTS AND POSSIBLE SOLUTIONS. *Journal of Water Supply Research and Technology-Aqua*, 44: 35-44
- Mehner, T.; Diekmann, M.; Brämick, U.; Lemcke, R., 2005. Composition of fish communities in German lakes as related to lake morphology, trophic state, shore structure and human-use intensity. *Freshwater Biology*, 50 (1): 70-85

- Mellander, P.-E.; Melland, A.R.; Jordan, P.; Wall, D.P.; Murphy, P.N.C.; Shortle, G., 2012. Quantifying nutrient transfer pathways in agricultural catchments using high temporal resolution data. *Environmental Science & Policy*, 24: 44-57. 10.1016/j.envsci.2012.06.004
- Menesguen, A., 2014. Eutrophisation du milieu marin (105 p.). In: Monaco, A.; Prouzet, P., eds. *Vulnérabilité du système océanique*. London (UK): Editions ISTE, 392 pp
- Menetrey, N.; Sager, L.; Oertli, B.; Lachavanne, J.B., 2005. Looking for metrics to assess the trophic state of ponds. Macroinvertebrates and amphibians. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 15 (6): 653-664. 10.1002/aqc.746
- Merigoux, S.; Forcellini, M.; Dessaix, J.; Fruget, J.F.; Lamouroux, N.; Statzner, B., 2015. Testing predictions of changes in benthic invertebrate abundance and community structure after flow restoration in a large river (French Rhone). *Freshwater Biology*, 60 (6): 1104-1117. 10.1111/fwb.12422
- Merigoux, S.; Lamouroux, N.; Olivier, J.M.; Doledet, S., 2009. Invertebrate hydraulic preferences and predicted impacts of changes in discharge in a large river. *Freshwater Biology*, 54 (6): 1343-1356. 10.1111/j.1365-2427.2008.02160.x
- Merwade, V.; Baffaut, C.; Bieger, K.; Boithias, L.; Rathjens, H., 2017. Featured Series Introduction: SWAT Applications for Emerging Hydrologic and Water Quality Challenges. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 53 (1): 67-68. 10.1111/1752-1688.12486
- Mesquita, A.; Pascoal, C.; Cassio, F., 2007. Assessing effects of eutrophication in streams based on breakdown of eucalypt leaves. *Fundamental and Applied Limnology*, 168 (3): 221-230. 10.1127/1863-9135/2007/0168-0221
- Meybeck, M., 1972. Bilan hydrochimique et géochimique du lac Léman. *Verh. Internat. Verein Limnol.*, 18: 442-453
- Meybeck, M., 1978. La pollution des lacs. *La Recherche*, 94: 965-970
- MEYBECK, M., 1982. CARBON, NITROGEN, AND PHOSPHORUS TRANSPORT BY WORLD RIVERS. *American Journal of Science*, 282 (4): 401-450
- Meybeck, M.; Cauwet, G.; Dessery, S.; Somville, M.; Gouleau, D.; Billen, G., 1988. NUTRIENTS (ORGANIC C, P, N, SI) IN THE EUTROPHIC RIVER LOIRE (FRANCE) AND ITS ESTUARY. *Estuarine Coastal and Shelf Science*, 27 (6): 595-624. 10.1016/0272-7714(88)90071-6
- Meybeck, M.; Lestel, L.; Carré, C.; Bouleau, G.; Garnier, J.; Mouchel, J.M., 2016. Trajectories of river chemical quality issues over the Longue Durée: the Seine River (1900S–2010). *Environmental Science and Pollution Research*. 10.1007/s11356-016-7124-0
- Meybeck, M.; Moatar, F., 2012. Daily variability of river concentrations and fluxes: indicators based on the segmentation of the rating curve. *Hydrological Processes*, 26 (8): 1188-1207. 10.1002/hyp.8211
- Mialet, B.; Gouzou, J.; Azémar, F.; Maris, T.; Sossou, C.; Toumi, N.; Van Damme, S.; Meire, P.; Tackx, M., 2011. Response of zooplankton to improving water quality in the Scheldt estuary (Belgium). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 93 (1): 47-57
- Mihuc, T.B.; Mihuc, J.R., 1995. Trophic ecology of 5 shredders in a rocky-mountain stream. *Journal of Freshwater Ecology*, 10 (3): 209-216. 10.1080/02705060.1995.9663440
- Miltner, R., 2010. A Method and Rationale for Deriving Nutrient Criteria for Small Rivers and Streams in Ohio. *Environmental Management*, 45 (4): 842-855
- Miltner, R.J., 2010. A Method and Rationale for Deriving Nutrient Criteria for Small Rivers and Streams in Ohio. *Environmental Management*, 45 (4): 842-855. 10.1007/s00267-010-9439-9
- Minaudo, C.; Dupas, R.; Gascuel-Oudou, C.; Fovet, O.; Mellander, P.-E.; Jordan, P.; Shore, M.; Moatar, F., 2017. Nonlinear empirical modeling to estimate phosphorus exports using continuous records of turbidity and discharge. *Water Resources Research*, 53 (9): 7590-7606. 10.1002/2017wr020590
- 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. 10.5194/bg-12-2549-2015
- Minaudo, C.; Moatar, F.; Coynel, A.; Etcheber, H.; Gassama, N.; Curie, F., 2016. Using recent high-frequency surveys to reconstitute 35 years of organic carbon variations in a eutrophic lowland river. *Environmental Monitoring and Assessment*, 188 (1): 17. 10.1007/s10661-015-5054-9
- Minaudo, C.; Moatar, F.; Meybeck, M.; Curie, F.; Gassama, N.; Leitaio, M., 2013. Loire River eutrophication mitigation (1981-2011) measured by seasonal nutrients and algal pigments. In: Arheimer, B.; Collins, A.; Krysanova, V.; Lakshmanan, E.; Meybeck, M.; Stone, M., eds. *Understanding Freshwater Quality Problems in a Changing World*. Wallingford: Int Assoc Hydrological Sciences (IAHS Publication), Vol.361, 167-174
- Minshall, G.W.; Robinson, C.T., 1998. Macroinvertebrate community structure in relation to measures of lotic habitat heterogeneity. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 141 (2): 129-151
- Mischke, U.; Venohr, M.; Behrendt, H., 2011. Using Phytoplankton to Assess the Trophic Status of German Rivers. *International Review of Hydrobiology*, 96 (5): 578-598. 10.1002/iroh.201111304
- Moatar, F.; Abbott, B.W.; Minaudo, C.; Curie, F.; Pinay, G., 2017. Elemental properties, hydrology, and biology interact to shape concentration-discharge curves for carbon, nutrients, sediment, and major ions. *Water Resources Research*, 53 (2): 1270-1287. 10.1002/2016wr019635
- Moatar, F.; Fessant, F.; Poiré, A., 1999. pH modelling by neural networks. Application of control and validation data series in the Middle Loire river. *Ecological Modelling*, 120 (2-3): 141-156. 10.1016/s0304-3800(99)00098-8

- Moatar, F.; Gailhard, J., 2006. Water temperature behaviour in the River Loire since 1976 and 1881. *Comptes Rendus Geoscience*, 338 (5): 319-328. 10.1016/j.crte.2006.02.011
- Moatar, F.; Meybeck, M., 2005. Compared performances of different algorithms for estimating annual nutrient loads discharged by the eutrophic River Loire. *Hydrological Processes*, 19 (2): 429-444. 10.1002/hyp.5541
- Moatar, F.; Meybeck, M., 2007. Riverine fluxes of pollutants: Towards predictions of uncertainties by flux duration indicators. *Comptes Rendus Geoscience*, 339 (6): 367-382. 10.1016/j.crte.2007.05.001
- Moatar, F.; Meybeck, M.; Poiriel, A., 2009. Daily variability and its implication on long term river water quality surveys : the Middle Loire example. *Houille Blanche-Revue Internationale De L Eau*, (4): 91-99. 10.1051/lhb/2009050
- Moatar, F.; Meybeck, M.; Raymond, S.; Birgand, F.; Curie, F., 2013. River flux uncertainties predicted by hydrological variability and riverine material behaviour. *Hydrological Processes*, 27 (25): 3535-3546. 10.1002/hyp.9464
- Moatar, F.; Miquel, J.; Poiriel, A., 2001. A quality-control method for physical and chemical monitoring data. Application to dissolved oxygen levels in the river Loire (France). *Journal of Hydrology*, 252 (1): 25-36
- Moatar, F.; Poiriel, A.; Obled, C., 1999. Analyse de séries temporelles de mesures de l'oxygène dissous et du pH sur la Loire au niveau du site nucléaire de Dampierre (Loiret) : 1. Compréhension des variations temporelles des teneurs en oxygène dissous et du pH en relation avec des données hydrométéorologiques. *Hydroécol. Appl.*, 11: 127-151
- Molozzi, J.; Salas, F.; Callisto, M.; Marques, J.C., 2013. Thermodynamic oriented ecological indicators: Application of Eco-Exergy and Specific Eco-Exergy in capturing environmental changes between disturbed and non-disturbed tropical reservoirs. *Ecological Indicators*, 24: 543-551. 10.1016/j.ecolind.2012.08.002
- Mondy, C.P.; Usseglio-Polatera, P., 2013. Using conditional tree forests and life history traits to assess specific risks of stream degradation under multiple pressure scenario. *Science of the Total Environment*, 461: 750-760. 10.1016/j.scitotenv.2013.05.072
- Mondy, C.P.; Usseglio-Polatera, P., 2014. Using fuzzy-coded traits to elucidate the non-random role of anthropogenic stress in the functional homogenisation of invertebrate assemblages. *Freshwater Biology*, 59 (3): 584-600. 10.1111/fwb.12289
- Mondy, C.P.; Villeneuve, B.; Archambault, V.; Usseglio-Polatera, P., 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I2M2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18: 452-467. 10.1016/j.ecolind.2011.12.013
- Moore, J.W.; Olden, J.D., 2017. Response diversity, nonnative species, and disassembly rules buffer freshwater ecosystem processes from anthropogenic change. *Global Change Biology*, 23 (5): 1871-1880. 10.1111/gcb.13536
- Morin, S.; Bottin, M.; Mazzella, N.; Macary, F.; Delmas, F.; Winterton, P.; Coste, M., 2009. Linking diatom community structure to pesticide input as evaluated through a spatial contamination potential (Phytopixal): A case study in the Neste river system (South-West France). *Aquatic Toxicology*, 94 (1): 28-39. 10.1016/j.aquatox.2009.05.012
- Morrissey, C.A.; Boldt, A.; Mapstone, A.; Newton, J.; Ormerod, S.J., 2013. Stable isotopes as indicators of wastewater effects on the macroinvertebrates of urban rivers. *Hydrobiologia*, 700 (1): 231-244. 10.1007/s10750-012-1233-7
- Moss, B.; Jeppesen, E.; Søndergaard, M.; Lauridsen, T.; Liu, Z., 2013. Nitrogen, macrophytes, shallow lakes and nutrient limitation: resolution of a current controversy? *Hydrobiologia*, 710 (1): 3-21. 10.1007/s10750-012-1033-0
- Moss, B.; Stephen, D.; Alvarez, C.; Becares, E.; Bund, W.V.D.; Collings, S.E.; Donk, E.V.; Eyto, E.D.; Feldmann, T.; Fernández-Aláez, C.; Fernández-Aláez, M.; Franken, R.J.M.; García-Criado, F.; Gross, E.M.; Gyllström, M.; Hansson, L.-A.; Irvine, K.; Järvalt, A.; Jensen, J.-P.; Jeppesen, E.; Kairesalo, T.; Kornijów, R.; Krause, T.; Künnap, H.; Laas, A.; Lill, E.; Lorens, B.; Luop, H.; Rosa Miracle, M.; Nöges, P.; Nöges, T.; Nykänen, M.; Ott, I.; Peczuła, W.; Peeters, E.T.H.M.; Phillips, G.; Romo, S.; Russell, V.; Salujõe, J.; Scheffer, M.; Siewertsen, K.; Smal, H.; Tesch, C.; Timm, H.; Tuvikene, L.; Tonno, I.; Virro, T.; Vicente, E.; Wilson, D., 2003. The determination of ecological status in shallow lakes — a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13 (6): 507-549. 10.1002/aqc.592
- Mulholland, P.; Fellows, C.; Tank, J.; Grimm, N.; Webster, J.; Hamilton, S.; Marti, E.; Ashkenas, L.; Bowden, W.; Dodds, W.; McDowell, W.; Paul, M.; Peterson, B., 2001. Inter-biome comparison of factors controlling stream metabolism. *Freshwater Biology*, 46 (11): 1503-1517. 10.1046/j.1365-2427.2001.00773.x
- Mulholland, P.; Houser, J.; Maloney, K., 2005. Stream diurnal dissolved oxygen profiles as indicators of in-stream metabolism and disturbance effects: Fort Benning as a case study. *Ecological Indicators*, 5 (3): 243-252. 10.1016/j.ecolind.2005.03.004
- Muller, S., 1990. *Une séquence de groupements végétaux bio-indicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord*. Paris, FRANCE: Elsevier
- Munawar, M.; Fitzpatrick, M.; Munawar, I.F.; Niblock, H.; Kane, D., 2012. Assessing ecosystem health impairments using a battery of ecological indicators: Bay of Quinte, Lake Ontario example. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 15 (4): 430-441. 10.1080/14634988.2012.731367
- Munawar, M.; Munawar, I.F.; Fitzpatrick, M.; Niblock, H.; Lorimer, J., 2015. The phytoplankton community of Lake Ontario in 2008: Structure, biodiversity and long term changes. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 18 (1): 28-42. 10.1080/14634988.2014.936808
- Munn, M.D.; Black, R.W.; Gruber, S.J., 2002. Response of benthic algae to environmental gradients in an agriculturally dominated landscape. *Journal of the North American Benthological Society*, 21 (2): 221-237. 10.2307/1468411
- Murphy, C.A.; Thompson, P.L.; Vinebrooke, R.D., 2010. Assessing the sensitivity of alpine lakes and ponds to nitrogen deposition in the Canadian Rocky Mountains. *Hydrobiologia*, 648 (1): 83-90. 10.1007/s10750-010-0146-6

- Muylaert, K.; Declerck, S.; Geenens, V.; Van Wichelen, J.; Degans, H.; Vandekerckhove, J.; Van der Gucht, K.; Vloemans, N.; Rommens, W.; Rejas, D.; Urrutia, R.; Sabbe, K.; Gillis, M.; Declerck, K.; De Meester, L.; Vyverman, W., 2003. Zooplankton, phytoplankton and the microbial food web in two turbid and two clearwater shallow lakes in Belgium. *Aquatic Ecology*, 37 (2): 137-150. 10.1023/a:1023988702926
- Muylaert, K.; Sanchez-Perez, J.M.; Teissier, S.; Sauvage, S.; Dauta, A.; Vervier, P., 2009. Eutrophication and its effect on dissolved Si concentrations in the Garonne River (France). *Journal of Limnology*, 68 (2): 368-374. 10.3274/jl09-68-2-19
- Nauleau, O., 1988. Analyse bibliographique des conditions du développement des algues coloniales à formations macroscopiques.
- Nauleau, O., 1988. *Analyse bibliographique des conditions du développement des algues coloniales à formations macroscopiques*: Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse-SRAE Franche-Comté.
- Navarro-Ortega, A.; Acuna, V.; Bellin, A.; Burek, P.; Cassiani, G.; Choukr-Allah, R.; Doledec, S.; Elozegi, A.; Ferrari, F.; Ginebreda, A.; Grathwohl, P.; Jones, C.; Rault, P.K.; Kok, K.; Koundouri, P.; Ludwig, R.P.; Merz, R.; Milacic, R.; Munoz, I.; Nikulin, G.; Paniconi, C.; Paunovic, M.; Petrovic, M.; Sabater, L.; Sabater, S.; Skoulikidis, N.T.; Slob, A.; Teutsch, G.; Voulvoulis, N.; Barcelo, D., 2015. Managing the effects of multiple stressors on aquatic ecosystems under water scarcity. The GLOBAQUA project. *Science of the Total Environment*, 503: 3-9. 10.1016/j.scitotenv.2014.06.081
- Ndiritu, G.G.; Gichuki, N.N.; Triest, L., 2006. Distribution of epilithic diatoms in response to environmental conditions in an urban tropical stream, Central Kenya. *Biodiversity and Conservation*, 15 (10): 3267-3293. 10.1007/s10531-005-0600-3
- Neal, C.; Watts, C.; Williams, R.; Neal, M.; Hill, L.; Wickham, H., 2002. Diurnal and longer term patterns in carbon dioxide and calcite saturation for the River Kennet, south-eastern England. *Science of the Total Environment*, 282: 205-231
- Nemery, J.; Garnier, J., 2007. Origin and fate of phosphorus in the Seine watershed (France): Agricultural and hydrographic P budgets. *Journal of Geophysical Research-Biogeosciences*, 112 (G3): 14. 10.1029/2006jg000331
- Nemery, J.; Garnier, J.; Morel, C., 2005. Phosphorus budget in the Marne Watershed (France): urban vs. diffuse sources, dissolved vs. particulate forms. *Biogeochemistry*, 72 (1): 35-66. 10.1007/s10533-004-0078-1
- Newall, P.; Walsh, C.J., 2005. Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences. *Hydrobiologia*, 532: 53-67. 10.1007/s10750-004-9014-6
- Nguyen, D.T.; Harada, M.; Hiramatsu, K., 2010. Evaluation of the water-quality dynamics in a eutrophic agricultural pond by using a one-box ecosystem model considering several algal groups. *Paddy and Water Environment*, 8 (4): 301-318. 10.1007/s10333-010-0209-3
- Ni, W.M.; Zhang, J.Y.; Ding, T.D.; Stevenson, R.J.; Zhu, Y.M., 2012. Environmental factors regulating cyanobacteria dominance and microcystin production in a subtropical lake within the Taihu watershed, China. *Journal of Zhejiang University-Science A*, 13 (4): 311-322. 10.1631/jzus.A1100197
- Nielsen, S.N., 1994. MODELING STRUCTURAL DYNAMICAL CHANGES IN A DANISH SHALLOW LAKE. *Ecological Modelling*, 73 (1-2): 13-30. 10.1016/0304-3800(94)90095-7
- Nimick, D.; Gammons, C.; Parker, S., 2011. Diel biogeochemical processes and their effect on the aqueous chemistry of streams: A review. *Chemical Geology*, 283 (1-2): 3-17. 10.1016/j.chemgeo.2010.08.017
- Nishimura, P.Y.; Meirinhos, P.D.; Moschini-Carlos, V.; Pompeo, M.L.M., 2014. Does the plankton community follow the horizontal water quality heterogeneity in a tropical urban reservoir (Guarapiranga reservoir, Sao Paulo, Brazil)? *Limnetica*, 33 (2): 263-280
- Nöges, P.; Argillier, C.; Borja, Á.; Garmendia, J.M.; Hanganu, J.; Kodeš, V.; Pletterbauer, F.; Sagouis, A.; Birk, S., 2016. Quantified biotic and abiotic responses to multiple stress in freshwater, marine and ground waters. *Science of the Total Environment*, 540: 43-52. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.045>
- Norris, R.H.; Thoms, M.C., 1999. What is river health? *Freshwater Biology*, 41 (2): 197-209. 10.1046/j.1365-2427.1999.00425.x
- Novel, E., 1949. Etude comparative au point de vue quantitatif de l'eau du Léman dans le petit lac à Genève pendant les années 1893 et 1948. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie - Rev Suisse hydrobiologie*, 11 (3): 551-554
- O'Hare, M.T.; Clarke, R.T.; Bowes, M.J.; Cailles, C.; Henville, P.; Bissett, N.; McGahey, C.; Neal, M., 2010. Eutrophication impacts on a river macrophyte. *Aquatic Botany*, 92 (3): 173-178. <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquabot.2009.11.001>
- Oberdorff, T.; Pont, D.; Hugueny, B.; Porcher, J.P., 2002. Development and validation of a fish-based index for the assessment of "river health" in France. *Freshwater Biology*, 47: 1720-1734
- Oberdorff, T.; Tedesco, P.A.; Hugueny, B.; Leprieux, F.; Beauchard, O.; Brosse, S.; Dürr, H.H., 2011. Global and regional patterns in riverine fish species richness: a review. *International Journal of Ecology*, 2011:
- Ocon, C.; Lopez-van Oosterom, M.V.; Munoz, M.I.; Rodrigues-Capitulo, A., 2013. Macroinvertebrate trophic responses to nutrient addition in a temperate stream in South America. *Fundamental and Applied Limnology*, 182 (1): 17-30. 10.1127/1863-9135/2013/0382
- O'Driscoll, C.; de Eyto, E.; O'Connor, M.; Asam, Z.U.Z.; Rodgers, M.; Xiao, L.W., 2013. Biotic response to forest harvesting in acidic blanket peat fed streams: A case study from Ireland. *Forest Ecology and Management*, 310: 729-739. 10.1016/j.foreco.2013.09.018
- ODUM, H., 1956. PRIMARY PRODUCTION IN FLOWING WATERS. *Limnology and Oceanography*, 1 (2): 102-117
- Omernik, J.; Paulsen, S.; Griffith, G.; Weber, M., 2016. Regional patterns of total nitrogen concentrations in the National Rivers and Streams Assessment. *Journal of Soil and Water Conservation*, 71 (3): 167-181

- Onandia, G.; Gudimov, A.; Miracle, M.R.; Arhonditsis, G., 2015. Towards the development of a biogeochemical model for addressing the eutrophication problems in the shallow hypertrophic lagoon of Albufera de Valencia, Spain. *Ecological Informatics*, 26: 70-89. 10.1016/j.ecoinf.2015.01.004
- Ormerod, S.J.; Dobson, M.; Hildrew, A.G.; Townsend, C.R., 2010. Multiple stressors in freshwater ecosystems. *Freshwater Biology*, 55: 1-4. 10.1111/j.1365-2427.2009.02395.x
- OSPAR, 2003. *OSPAR Integrated Report 2003 on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area Based Upon the First Application of the Comprehensive Procedure* OSPAR Commission
- OSPAR, 2006. *Overview of OSPAR assessments 1998-2006*, 90 pp.
- OSPAR, 2008. *Second Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area*: OSPAR Commission, 108 pp.
- OSPAR, 2010. *Bilan de santé 2010. Commission OSPAR*. Londres, 176 pp.
- OSPAR, 2013. *Common Procedure for the Identification of the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area* OSPAR Commission document, (Agreement 2013-8).
- Othman, R.; Hanifah, N.A.; M., W.; A., W.N., 2014. Urban watershed eutrophication state monitoring using aquatic plant based technology. *International Conference on Global Trends in Academic Research (GTAR 2014)*. Bali, Indonesia: 2-3 June 2014
- Othman, R.; Mat Ali, Q.A.; Muhammad, W.; Yaman, M.; Baharuddin, Z.M., 2014. Eutrophication state monitoring for unhealthy aquatic ecosystem via free-floating macrophytes pattern and behavioral. *International Journal of Sustainable Energy and Environmental Research*, 3 (3): 171-177
- Othman, R.; Muhamad, W.; Ali, Q.A.M.; Yaman, M.; Rahman, N.A.; Baharuddin, Z.M., 2013. Phytoindicator for Eutrophication State Monitoring in Unhealthy Aquatic Ecosystem Using Floater Macrophytes. *International Conference on Frontiers of Environment, Energy and Bioscience (Icfeeb 2013)*: 709-713
- O'Toole, C.; Donohue, I.; Moe, S.J.; Irvine, K., 2008. Nutrient optima and tolerances of benthic invertebrates, the effects of taxonomic resolution and testing of selected metrics in lakes using an extensive European data base. *Aquatic Ecology*, 42 (2): 277-291. 10.1007/s10452-008-9185-8
- Pacioglu, O.; Moldovan, O.T., 2016. Response of invertebrates from the hyporheic zone of chalk rivers to eutrophication and land use. *Environmental Science and Pollution Research*, 23 (5): 4729-4740. 10.1007/s11356-015-5703-0
- Paerl, H.W., 1997. Coastal eutrophication and harmful algal blooms: Importance of atmospheric deposition and groundwater as "new" nitrogen and other nutrient sources. *Limnology and Oceanography*, 42 (5): 1154-1165
- Painting, S.J.; Devlin, M.J.; Rogers, S.I.; Mills, D.K.; Parker, E.R.; Rees, H.L., 2005. Assessing the suitability of OSPAR EcoQOs for eutrophication vs ICES criteria for England and Wales. *Marine Pollution Bulletin*, 50 (12): 1569-1584. 10.1016/j.marpolbul.2005.06.042
- Painting, S.J.; van der Molen, J.; Parker, E.R.; Coughlan, C.; Birchenough, S.; Bolam, S.; Aldridge, J.N.; Forster, R.M.; Greenwood, N., 2013. Development of indicators of ecosystem functioning in a temperate shelf sea: a combined fieldwork and modelling approach. *Biogeochemistry*, 113 (1-3): 237-257. 10.1007/s10533-012-9774-4
- Paisley, M.F.; Walley, W.J.; Trigg, D.J., 2011. Identification of macro-invertebrate taxa as indicators of nutrient enrichment in rivers. *Ecological Informatics*, 6 (6): 399-406. 10.1016/j.ecoinf.2011.09.002
- Palialexis, A.; Hoepffner, N.; Poikane, S.; Van De Bund, W.; Aigars, J.; Axe, P.; Costea, F.; Fleming-Lehtinen, V.; Giovanardi, F.; Hart, V.; Leujak, W.; Magaletti, E.; Malcolm, S.; Poje, M.; Pons, C.; Precali, R.; Ruitter, H.; Van Den Berg, M.; YebraMora, L.; Ysiak-Pastuszek, E.; Devreker, D.; Sever, M., 2016. *Report of the JRC's Descriptor 5 Workshop to support the review of the Commission Decision 2010/477/EU concerning MSFD criteria for assessing Good Environmental Status*. Luxembourg: European Union. 10.2788/130847
- Palialexis, A.; Tornero, V.; Barbone, E.; Gonzalez, D.; Hanke, G.; Cardoso, A.C.; Hoepffner, N.; Katsanevakis, S.; Somma, F.; Zampoukas, N., 2014. *In-Depth Assessment of EU Member States' submissions for the Marine Strategy Framework Directive under Articles 8, 9 and 1*, (EUR 26473 EN).
- Palijan, G.; Fuks, D., 2006. Alternation of factors affecting bacterioplankton abundance in the Danube River floodplain (Kopacki Rit, Croatia). *Hydrobiologia*, 560: 405-415. 10.1007/s10750-005-1370-3
- Palmer, C.G.; Maart, B.; Palmer, A.R.; Okeeffe, J.H., 1996. An assessment of macroinvertebrate functional feeding groups as water quality indicators in the Buffalo River, eastern Cape Province, South Africa. *Hydrobiologia*, 318 (3): 153-164. 10.1007/bf00016677
- Pan, B.Z.; Wang, H.Z.; Pusch, M.T.; Wang, H.J., 2015. Macroinvertebrate responses to regime shifts caused by eutrophication in subtropical shallow lakes. *Freshwater Science*, 34 (3): 942-952. 10.1086/682077
- Pardo, I.; Poikane, S.; Bonne, W., 2011. *Revision of the consistency in Reference Criteria application in the Phase I of the European Inter calibration exercise*. Italy: Joint Research Center, 94
- Park, S.S.; Na, Y.; Uchirin, C.G., 2003. An oxygen equivalent model for water quality dynamics in a macrophyte dominated river. *Ecological Modelling*, 168 (1-2): 1-12. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800\(03\)00189-3](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3800(03)00189-3)
- Pascoal, C.; Cassio, F.; Marcotegui, A.; Sanz, B.; Gomes, P., 2005. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. *Journal of the North American Benthological Society*, 24 (4): 784-797. 10.1899/05-010.1
- 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

- Passy, S.I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behavior along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany*, 86 (2): 171-178
- Passy, S.I.; Bode, R.W., 2004. Diatom model affinity (DMA), a new index for water quality assessment. *Hydrobiologia*, 524 (1): 241-251. 10.1023/B:HYDR.0000036143.60578.e0
- Passy, S.I.; Bode, R.W.; Carlson, D.M.; Novak, M.A., 2004. Comparative environmental assessment in the studies of benthic diatom, macroinvertebrate, and fish communities. *International Review of Hydrobiology*, 89 (2): 121-138. 10.1002/iroh.200310721
- Passy, S.I.; Pan, Y.D.; Lowe, R.L., 1999. Ecology of the major periphytic diatom communities from the Mesta River, Bulgaria. *International Review of Hydrobiology*, 84 (2): 129-174
- Paul, M.J.; Meyer, J.L., 2001. Streams in the urban landscape. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 32: 333-365
- Pavluk, T.I.; de Vaate, A.B.; Leslie, H.A., 2000. Development of an Index of Trophic Completeness for benthic macroinvertebrate communities in flowing waters. *Hydrobiologia*, 427 (1-3): 135-141. 10.1023/a:1003911109416
- Peeters, E.T.; Franken, R.J.; Jeppesen, E.; Moss, B.; Bécares, E.; Hansson, L.-A.; Romo, S.; Kairesalo, T.; Gross, E.M.; van Donk, E., 2009. Assessing ecological quality of shallow lakes: Does knowledge of transparency suffice? *Basic and Applied Ecology*, 10 (1): 89-96
- Peltre, M.C.; Leglise, L.; Salleron, J.L., 1993. Végétation fixée et phosphore en petit cours d'eau. Conséquences d'une réduction des apports de phosphore. *Bulletin Français De La Pêche Et De La Pisciculture*, 331: 357-371
- Peltre, M.-C.; Légise, L.; Salleron, J.-L., 1993. Végétation fixée et phosphore en petit cours d'eau. Conséquences d'une réduction des apports de phosphore. *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, (331): 357-371
- Perez, J.; Basaguren, A.; Descals, E.; Larranaga, A.; Pozo, J., 2013. Leaf-litter processing in headwater streams of northern Iberian Peninsula: moderate levels of eutrophication do not explain breakdown rates. *Hydrobiologia*, 718 (1): 41-57. 10.1007/s10750-013-1610-x
- Perga, M.E.; Barbier, C.; Colon, M.; Frossard, V.; Guillard, J.; Hamelet, V.; Jacquet, S.; Laine, L.; Lasne, E.; Rimet, F., 2016. *Suivi de la qualité des eaux du lac d'Annecy*, (Rapport 2015. SILA (éd.) et INRA-Thonon), 123 p. & dossiers.
- Pers, B.C.; Persson, I., 2003. Simulation of a biogeochemical model in different lakes. *Nordic Hydrology*, 34 (5): 543-558
- Petersen, R.C., 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small streams in the agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27: 295-306
- Peterson, C.G., 1996. Response of benthic algal communities to natural physical disturbance. *Algal ecology*:
- Petrucio, M.M.; Barbosa, F.A.R.; Furtado, A.L.S., 2006. Bacterioplankton and phytoplankton production in seven lakes in the Middle Rio Doce basin, south-east Brazil. *Limnologia*, 36 (3): 192-203. 10.1016/j.limno.2006.05.001
- Pettine, M.; Casentini, B.; Fazi, S.; Giovanardi, F.; Pagnotta, R., 2007. A revisitation of TRIX for trophic status assessment in the light of the European Water Framework Directive: Application to Italian coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, 54 (9): 1413-1426. 10.1016/j.marpolbul.2007.05.013
- Philips, S.; Laanbroek, H.J.; Verstraete, W., 2002. Origin, causes and effects of increased nitrite concentrations in aquatic environments. *Reviews in Environmental Science and Bio/technology*, 1 (115-141):
- Phillips, J.M.; Webb, B.W.; Walling, D.E.; Leeks, G.J.L., 1999. Estimating the suspended sediment loads of rivers in the LOIS study area using infrequent samples. *Hydrological Processes*, 13 (7): 1035-1050. 10.1002/(sici)1099-1085(199905)13:7<1035::aid-hyp788>3.0.co;2-k
- Picard, V.; Lair, N., 2005. Spatio-temporal investigations on the planktonic organisms of the Middle Loire (France), during the low water period: biodiversity and community dynamics. *Hydrobiologia*, 551: 69-86. 10.1007/s10750-005-4451-4
- Piggott, J.J.; Lange, K.; Townsend, C.R.; Matthaiei, C.D., 2012. Multiple Stressors in Agricultural Streams: A Mesocosm Study of Interactions among Raised Water Temperature, Sediment Addition and Nutrient Enrichment. *Plos One*, 7 (11): 14. 10.1371/journal.pone.0049873
- Piggott, J.J.; Niyogi, D.K.; Townsend, C.R.; Matthaiei, C.D., 2015. Multiple stressors and stream ecosystem functioning: climate warming and agricultural stressors interact to affect processing of organic matter. *Journal of Applied Ecology*, 52 (5): 1126-1134. 10.1111/1365-2664.12480
- Piha, H.; Zampoukas, N., 2011. *Review of Methodological Standards related to the Marine Strategy Framework Directive Criteria on Good Environmental Status*, (EUR 24743 EN).
- Pitcairn, C.E.R.; Hawkes, H.A., 1973. The role of phosphorus in the growth of *Cladophora*. *Water Research*, 7 (1): 159-171. [http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354\(73\)90160-7](http://dx.doi.org/10.1016/0043-1354(73)90160-7)
- Poff, N.L.; Ward, J.V., 1990. Physical habitat template of lotic systems - recovery in the context of historical pattern of spatiotemporal heterogeneity. *Environmental Management*, 14 (5): 629-645. 10.1007/bf02394714
- Poikane, S.; Zampoukas, N.; Borja, A.; Davies, S.P.; van de Bund, W.; Birk, S., 2014. Intercalibration of aquatic ecological assessment methods in the European Union: Lessons learned and way forward. *Environmental Science & Policy*, 44: 237-246. 10.1016/j.envsci.2014.08.006
- Politi, E.; MacCallum, S.; Cutler, M.; Merchant, C.; Rowan, J.; Dawson, T., 2016. Selection of a network of large lakes and reservoirs suitable for global environmental change analysis using Earth Observation. *International Journal of Remote Sensing*, 37 (13): 3042-3060
- Ponader, K.C.; Potapova, M.G., 2007. Diatoms from the genus *Achnanthes* in flowing waters of the Appalachian Mountains (North America): Ecology, distribution and taxonomic notes. *Limnologia*, 37 (3): 227-241. 10.1016/j.limno.2007.01.004

- Pont, D.; Hugueny, B.; Beier, B.; Goffaux, D.; Melcher, A.; Noble, R.; Rogers, C.; Roset, N.; Schmutz, S., 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, 73: 70-80. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01126.x
- Pont, D.; Hugueny, B.; Rogers, C., 2007. Development of a fish-based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology*, 14 (6): 427-439
- Popovicova, J., 2009. Water quality assessment and ecoregional comparison of a reservoir in east-central Indiana. *Lake and Reservoir Management*, 25 (2): 155-166. 10.1080/07438140902905570
- Potapova, M.; Charles, D.F., 2003. Distribution of benthic diatoms in US rivers in relation to conductivity and ionic composition. *Freshwater Biology*, 48 (8): 1311-1328. 10.1046/j.1365-2427.2003.01080.x
- Potapova, M.; Charles, D.F., 2007. Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of the United States. *Ecological Indicators*, 7 (1): 48-70. 10.1016/j.ecolind.2005.10.001
- Poulain, P.M.; Tintoré, J.; Heslop, E.; Manzella, G.; Schroeder, K.; Kassiss, D.; Testor, P.; Ribera, M.; Dadic, V.; Santoleri, R., 2013. Review of ocean observing systems in the SES and recommendations on upgrades to serve PERSEUS needs. PERSEUS PROJECT.
- Poussard, G.; Rivas, J.; Lascombe, C., 1988. *L'eutrophisation dans le bassin Rhône Méditerranée Corse*: Agence de bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 142.
- Powers, S.M.; Tank, J.L.; Robertson, D.M., 2015. Control of nitrogen and phosphorus transport by reservoirs in agricultural landscapes. *Biogeochemistry*, 124 (1-3): 417-439. 10.1007/s10533-015-0106-3
- Prater, C.; Norman, E.J.; Evans-White, M.A., 2015. Relationships among nutrient enrichment, detritus quality and quantity, and large-bodied shredding insect community structure. *Hydrobiologia*, 753 (1): 219-232. 10.1007/s10750-015-2208-2
- Ptácnik, R.; Andersen, T.; Tamminen, T., 2010. Performance of the Redfield Ratio and a Family of Nutrient Limitation Indicators as Thresholds for Phytoplankton N vs. P Limitation. *Ecosystems*, 13 (8): 1201-1214. 10.1007/s10021-010-9380-z
- Ptácnik, R.; Solimini, A.G.; Brettum, P., 2009. Performance of a new phytoplankton composition metric along a eutrophication gradient in Nordic lakes. *Hydrobiologia*, 633 (1): 75-82. 10.1007/s10750-009-9870-1
- Quiel, K.; Becker, A.; Kirchesch, V.; Schol, A.; Fischer, H., 2011. Influence of global change on phytoplankton and nutrient cycling in the Elbe River. *Regional Environmental Change*, 11 (2): 405-421. 10.1007/s10113-010-0152-2
- Rabalais, N.N.; Nixon, S.W., 2002. Nutrient Over-enrichment in Coastal Waters: Global Patterns of Cause and Effect. *Estuaries*. Vol.25 (dedicated issue)
- Rabalais, N.N.; Turner, R.E.; Díaz, R.J.; Justić, D., 2009. Global change and eutrophication of coastal waters. *Ices Journal of Marine Science*, 66 (7): 1528-1537
- Rakocevic-Nedovic, J.; Hollert, H., 2005. Phytoplankton community and chlorophyll a as trophic state indices of Lake Skadar (Montenegro, Balkan). *Environmental Science and Pollution Research*, 12 (3): 146-152. 10.1065/espr2005.04.241
- Rao, Y.R.; Howell, T.; Watson, S.B.; Abernethy, S., 2014. On hypoxia and fish kills along the north shore of Lake Erie. *J. Great Lakes Res*, 40 (2): 187-191
- Rapin, F.; Blanc, P.; Pelletier, J.P.; Balvay, G.; Gerdeaux, D.; Corvi, C.; Perfetta, J.; Lang, C., 1995. Impacts humains sur les systèmes lacustres : exemple du Léman. In: Masson, ed. *Limnologie Générale* pp 806- 840.
- Rapin, F.; Gerdeaux, D., 2013. Control of eutrophication in Lake Geneva. *Archives Des Sciences*, 66: 103-116
- Rask, M.; Olin, M.; Ruuhijärvi, J., 2010. Fish-based assessment of ecological status of Finnish lakes loaded by diffuse nutrient pollution from agriculture. *Fisheries Management and Ecology*, 17 (2): 126-133
- Raymond, S.; Moatar, F.; Meybeck, M.; Bustillo, V., 2013. Choosing methods for estimating dissolved and particulate riverine fluxes from monthly sampling. *Hydrological Sciences Journal-Journal Des Sciences Hydrologiques*, 58 (6): 1326-1339. 10.1080/02626667.2013.814915
- Redfield, A.C., 1934. On the proportions of organic derivatives in sea water and their relation to the composition of plankton. *James Johnstone Memorial Volume*. Liverpool: University Press, 176–192
- Renzi, M.; Cozzoli, F.; Pinna, M.; Rosati, I.; Kalliopi, P.; Sofia, R.; Nomiki, S.; Nikos, S.; Lazar, L.; Murciano Virto, C.; Sauzade, D.; Beken Pola, t.C.; Moncheva, S.; Dassenakis, M.; Paramana, T.; Loizidou, X.; Alemany, F.; Assimakopoulou, G.; Balbín, R.; Boicenco, L.; Campillo, J.A.; Coatu, V.; Cortés, D.; Deudero, S.; Filimon, A.; Galatchi, M.; Giannoudi, L.; Giraud, J.P.; Goñi, R.; Hatzianestis, I.; Iglesias, M.; Karageorgis, A.; Kavadas, S.; Korres, M.; Krasakopoulou, E.; Kyriakidou, C.; Leòn, V.; Lòpez-Jurado, J.L.; Louropoulou, E.; Martínez, C.; Massutí, E.; Mercado, J.; Oros, A.; Pagou, K.; Pavlidou, A.; Quetglas, A.; Reizopoulou, S.; Slabakova, V.; Perivoliotis, L.; Reglero, P.; Ruiz, J.; Stefanova, K.; Simboura, N.; Streftaris, N.; Tan, I.; Tsangaris, C.; Tutak, B.; Vlas, O.; Varkitzi, I.; Vélez, P.; Yebra, L.; Zervoudaki, S.; Marin, O.; Bassot, A., 2015. *Guidelines on spatial and temporal extent of monitoring water column and seabed habitats indicators based on their scales of natural variation*: IRIS-SES project, 268 pp.
- Richard, N.; Juge, P., 2014. Observation des macrophytes aquatiques de la Loire et de la Vienne (2011-2012-2013). *Séminaire sur « Les réseaux de suivi et le partage de protocoles dans le bassin de la Loire, bilans et perspectives »*. La Roche-sur-Yon: 19 mars 2014
- Richards, C.; Host, G.E.; Arthur, J.W., 1993. Identification of predominant environmental-factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment. *Freshwater Biology*, 29 (2): 285-294. 10.1111/j.1365-2427.1993.tb00764.x

- Richards, C.; Johnson, L.B.; Host, G.E., 1996. Landscape-scale influences on stream habitats and biota. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 53: 295-311. 10.1139/cjfas-53-S1-295
- Richards, R.P.; Alameddine, I.; Allan, J.D.; Baker, D.B.; Bosch, N.S.; Confesor, R.; DePinto, J.V.; Dolan, D.M.; Reutter, J.M.; Scavia, D., 2013. "Nutrient Inputs to the Laurentian Great Lakes by Source and Watershed Estimated Using SPARROW Watershed Models" by Dale M. Robertson and David A. Saad. *Journal of the American Water Resources Association*, 49 (3): 715-724. 10.1111/jawr.12006
- Richards, R.P.; Baker, D.B.; Crumrine, J.P., 2009. Improved water quality in Ohio tributaries to Lake Erie: A consequence of conservation practices. *Journal of Soil and Water Conservation*, 64 (3): 200-211. 10.2489/jswc.64.3.200
- Richards, R.P.; Baker, D.B.; Crumrine, J.P.; Stearns, A.M., 2010. Unusually large loads in 2007 from the Maumee and Sandusky Rivers, tributaries to Lake Erie. *Journal of Soil and Water Conservation*, 65 (6): 450-462. 10.2489/jswc.65.6.450
- Richardson, J., 1997. Acute ammonia toxicity for eight New Zealand indigenous freshwater species. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research*, 31 (2): 185-190
- Rimet, F., 2012. Recent views on river pollution and diatoms. *Hydrobiologia*, 683 (1): 1-24. 10.1007/s10750-011-0949-0
- Rimet, F.; Bouchez, A., 2011. Use of diatom life-forms and ecological guilds to assess pesticide contamination in rivers: Lotic mesocosm approaches. *Ecological Indicators*, 11 (2): 489-499. 10.1016/j.ecolind.2010.07.004
- Rimet, F.; Chaumeil, P.; Keck, F.; Kermarrec, L.; Vasselon, V.; Kahlert, M.; Franc, A.; Bouchez, A., 2016. R-Syst::diatom: an open-access and curated barcode database for diatoms and freshwater monitoring. *Database-the Journal of Biological Databases and Curation*: 21. 10.1093/database/baw016
- Rimet, F.; Ector, L.; Cauchie, H.M.; Hoffmann, L., 2004. Regional distribution of diatom assemblages in the headwater streams of Luxembourg. *Hydrobiologia*, 520 (1-3): 105-117. 10.1023/B:HYDR.0000027730.12964.8c
- Rimet, F.; Ector, L.; Dohet, A.; Cauchie, H.M., 2004. Impacts of fluoranthene on diatom assemblages and frustule morphology in indoor microcosms. *Vie Et Milieu-Life and Environment*, 54 (2-3): 145-156
- Riseng, C.M.; Wiley, M.J.; Black, R.W.; Munn, M.D., 2011. Impacts of agricultural land use on biological integrity: a causal analysis. *Ecological Applications*, 21 (8): 3128-3146. 10.1890/11-0077.1
- Riseng, C.M.; Wiley, M.J.; Stevenson, R.J., 2004. Hydrologic disturbance and nutrient effects on benthic community, structure in midwestern US streams: a covariance structure analysis. *Journal of the North American Benthological Society*, 23 (2): 309-326. 10.1899/0887-3593(2004)023<0309:hdane0>2.0.co;2
- Ristau, K.; Spann, N.; Traunspurger, W., 2015. Species and trait compositions of freshwater nematodes as indicative descriptors of lake eutrophication. *Ecological Indicators*, 53: 196-205. 10.1016/j.ecolind.2015.01.010
- Robach, F.; Thiébaud, G.; Trémolières, M.; Muller, S., 1996. A reference system for continental running waters: Plant communities as bioindicators of increasing eutrophication in alkaline and acidic waters in north-east France. *Hydrobiologia*, 340 (1-3): 67-76
- Robertson, D.M., 2003. Influence of different temporal sampling strategies on estimating total phosphorus and suspended sediment concentration and transport in small streams. *Journal of the American Water Resources Association*, 39 (5): 1281-1308. 10.1111/j.1752-1688.2003.tb03709.x
- Robertson, D.M.; Roerish, E.D., 1999. Influence of various water quality sampling strategies on load estimates for small streams. *Water Resources Research*, 35 (12): 3747-3759. 10.1029/1999wr900277
- Rogers, N.J.; Urbina, M.A.; Reardon, E.E.; McKenzie, D.J.; Wilson, R.W., 2016. A new analysis of hypoxia tolerance in fishes using a database of critical oxygen level (Pcrit). *Conservation Physiology*, 4 (1). 10.1093/conphys/cow012
- Romero, E.; Garnier, J.; Lassaletta, L.; Billen, G.; Le Gendre, R.; Riou, P.; Cugier, P., 2013. Large-scale patterns of river inputs in northwestern Europe: seasonal and interannual variations and potential eutrophication effects at the coastal zone. *Biogeochemistry*, 113 (1-3): 481-505. 10.1007/s10533-012-9778-0
- Romero, E.; Le Gendre, R.; Garnier, J.; Billen, G.; Fisson, C.; Silvestre, M.; Riou, P., 2016. Long-term water quality in the lower Seine: Lessons learned over 4 decades of monitoring. *Environmental Science & Policy*, 58: 141-154. 10.1016/j.envsci.2016.01.016
- Rosa, R.D.; Aguiar, A.C.F.; Boechat, I.G.; Gucker, B., 2013. Impacts of fish farm pollution on ecosystem structure and function of tropical headwater streams. *Environmental Pollution*, 174: 204-213. 10.1016/j.envpol.2012.11.034
- Rosenberg, D.M.; Resh, V.H., 1993. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg D.M. & Resh V.H. (eds), ed. *Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates*. New York: Chapman and Hall, 1-9
- Rott, E.; Duthie, H.C.; Pipp, E., 1998. Monitoring organic pollution and eutrophication in the Grand River, Ontario, by means of diatoms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 55 (6): 1443-1453. 10.1139/cjfas-55-6-1443
- Round, F.E., 1981. *The ecology of algae*. New York: Cambridge University Press
- Rozemeijer, J.; van der Velde, Y.; 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. 10.1021/es903068h
- Rozemeijer, J.C.; Klein, J.; Broers, H.P.; van Tol-Leenders, T.P.; van der Grift, B., 2014. Water quality status and trends in agriculture-dominated headwaters; a national monitoring network for assessing the effectiveness of national and European manure legislation in The Netherlands. *Environmental Monitoring and Assessment*, 186 (12): 8981-8995. 10.1007/s10661-014-4059-0

- Rozemeijer, J.C.; Van der Velde, Y.; Van Geer, F.C.; De Rooij, G.H.; Torfs, P.J.J.F.; Broers, H.P., 2010. Improving Load Estimates for NO₃ and P in Surface Waters by Characterizing the Concentration Response to Rainfall Events. *Environmental Science & Technology*, 44 (16): 6305-6312. 10.1021/es101252e
- Russo, R.C., 1985. Ammonia, nitrite and nitrate. In: Rand G.M. & Petrocelli S.R. (eds), ed. *Fundamentals of aquatic toxicology*. Washington DC: Hemisphere Publishing Corporation, 455-471
- Sabater, S.; Acuna, V.; Giorgi, A.; Guerra, E.; Munoz, I.; Romani, A.M., 2005. Effects of nutrient inputs in a forested Mediterranean stream under moderate light availability. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 163 (4): 479-496. 10.1127/0003-9136/2005/0163-0479
- Sabater, S.; Armengol, J.; Comas, E.; Sabater, F.; Urrizalqui, I.; Urrutia, I., 2000. Algal biomass in a disturbed Atlantic river: water quality relationships and environmental implications. *Science of the Total Environment*, 263 (1-3): 185-195. 10.1016/S0048-9697(00)00702-6
- Sanders, D., 1979. The ecology of *Cabomba caroliniana*. *Weed Control Methods for Public Health Applications*. CRC Press, Boca Raton, Florida, 133:
- Sandin, L.; Johnson, R.K., 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Assessing the Ecological Integrity of Running Waters*. Springer, 233-243
- Schartau, A.K.; Moe, S.J.; Sandin, L.; McFarland, B.; Raddum, G.G., 2008. Macroinvertebrate indicators of lake acidification: analysis of monitoring data from UK, Norway and Sweden. *Aquatic Ecology*, 42 (2): 293-305
- Scheffer, M.; Hosper, S.; Meijer, M.; Moss, B.; Jeppesen, E., 1993. Alternative equilibria in shallow lakes. *Trends in Ecology & Evolution*, 8 (8): 275-279
- Scheffer, M.; van Nes, E., 2007. Shallow lakes theory revisited: various alternative regimes driven by climate, nutrients, depth and lake size. Ch. 41. In: Gulati, R.; Lammens, E.; De Pauw, N.; Van Donk, E., eds. *Shallow Lakes in a Changing World*. Springer Netherlands (Developments in Hydrobiology), Vol.196, 455-466. 10.1007/978-1-4020-6399-2_41
- Schindler, D., 1971. Carbon, nitrogen, phosphorus and the eutrophication of freshwater lakes. *Journal of Phycology*, 7: 321-329
- Schindler, D.; Armstrong, F.; Holmgren, S.; Brunskill, G., 1971. Eutrophication of Lake 227, Experimental Lakes Area, northwestern Ontario, by addition of phosphate and nitrate. *Journal of the Fisheries Board of Canada*, 28 (11): 1763-1782
- Schindler, D.E.; Geib, S.I.; Williams, M.R., 2000. Patterns of fish growth along a residential development gradient in north temperate lakes. *Ecosystems*, 3 (3): 229-237
- Schindler, D.W., 2006. Recent advances in the understanding and management of eutrophication. *Limnology and Oceanography*, 51 (1part2): 356-363
- Schindler, D.W.; Carpenter, S.R.; Chapra, S.C.; Hecky, R.E.; Orihel, D.M., 2016. Reducing Phosphorus to Curb Lake Eutrophication is a Success. *Environmental Science & Technology*, 50 (17): 8923-8929. 10.1021/acs.est.6b02204
- Schinegger, R.; Trautwein, C.; Schmutz, S., 2013. Pressure-specific and multiple pressure response of fish assemblages in European running waters. *Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters*, 43 (5): 348-361
- Schluter, L.; Lauridsen, T.L.; Krogh, G.; Jorgensen, T., 2006. Identification and quantification of phytoplankton groups in lakes using new pigment ratios - a comparison between pigment analysis by HPLC and microscopy. *Freshwater Biology*, 51 (8): 1474-1485. 10.1111/j.1365-2427.2006.01582.x
- Schmid, H.; Bauer, F.; Stich, H.B., 1998. Determination of algal biomass with HPLC pigment analysis from lakes of different trophic state in comparison to microscopically measured biomass. *Journal of Plankton Research*, 20 (9): 1651-1661. 10.1093/plankt/20.9.1651
- Schmidt-Kloiber, A.; Moe, S.J.; Dudley, B.; Strackbein, J.; Vogl, R., 2013. The WISER metadatabase: the key to more than 100 ecological datasets from European rivers, lakes and coastal waters. *Hydrobiologia*, 704 (1): 29-38
- Schmitt, F.G.; Lefebvre, A., 2016. *Mesures à haute résolution dans l'environnement marin côtier*.
- Schmitt, F.G.; Zongo, S., 2010. *Utilisation des données MAREL Carnot pour estimer l'état des masses d'eau à haute fréquence. Etude de l'UMR CNRS 8187 LOG, Wimereux*.
- Schneider, S.; Melzer, A., 2003. The Trophic Index of Macrophytes (TIM) – a New Tool for Indicating the Trophic State of Running Waters. *International Review of Hydrobiology*, 88 (1): 49-67. 10.1002/iroh.200390005
- Schneider, S.C.; Cara, M.; Eriksen, T.E.; Goreska, B.B.; Imeri, A.; Kupe, L.; Lokoska, T.; Patceva, S.; Trajanovska, S.; Trajanovski, S.; Talevska, M.; Sarafiloska, E.V., 2014. Eutrophication impacts littoral biota in Lake Ohrid while water phosphorus concentrations are low. *Limnologica*, 44: 90-97. 10.1016/j.limno.2013.09.002
- Schneider, S.C.; Lawniczak, A.E.; Picińska-Faltynowicz, J.; Szoszkiewicz, K., 2012. Do macrophytes, diatoms and non-diatom benthic algae give redundant information? Results from a case study in Poland. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 42 (3): 204-211. <http://dx.doi.org/10.1016/j.limno.2011.12.001>
- Schonfelder, I.; Gelbrecht, J.; Schonfelder, J.; Steinberg, C.E.W., 2002. Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. *Journal of Phycology*, 38 (1): 66-82. 10.1046/j.1529-8817.2002.01056.x
- Schreiner, V.C.; Szöcs, E.; Bhowmik, A.K.; Vijver, M.G.; Schäfer, R.B., 2016. Pesticide mixtures in streams of several European countries and the USA. *Science of the Total Environment*, 573: 680-689
- SCHURR, J.; RUCHTI, J., 1977. DYNAMICS OF O₂ AND CO₂ EXCHANGE, PHOTOSYNTHESIS, AND RESPIRATION IN RIVERS FROM TIME-DELAYED CORRELATIONS WITH IDEAL SUNLIGHT. *Limnology and Oceanography*, 22 (2): 208-225

- Schwarz, G.E.; Hoos, A.B.; Alexander, R.B.; Smith, R.A., 2006. *The SPARROW Surface Water-Quality Model: Theory, Application and User Documentation*.
- Scott, G.; Crunkilton, R.L., 2000. Acute and chronic toxicity of nitrate to fathead minnows (*Pimephales promelas*), *Ceriodaphnia dubia*, and *Daphnia magna*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 19 (12): 2918-2922. 10.1897/1551-5028(2000)019<2918:aacton>2.0.co;2
- Seip, K.L.; Sneek, M.; Snipen, L.G., 1994. HOW FAR DO PHYSICAL FACTORS DETERMINE PHYTOPLANKTON BIOMASS IN LAKES. *Chemometrics and Intelligent Laboratory Systems*, 23 (1): 247-258. 10.1016/0169-7439(93)e0071-b
- Sellers, T.; Bukaveckas, P., 2003. Phytoplankton production in a large, regulated river: A modeling and mass balance assessment. *Limnology and Oceanography*, 48 (4): 1476-1487
- Selman, M.; Greenhalgh, S., 2009. Eutrophication: Policies, Actions, and Strategies to Address Nutrient Pollution. *WRI Policy Note*, (3): 1-16
- Selman, M.G., S.; Diaz, R., & Sugg, Z., 2008. Eutrophication and hypoxia in coastal areas: a global assessment of the state of knowledge. *World Resources Institute. Eutrophication and Hypoxia : Nutrient Pollution in Coastal Waters*, 284 (1): 1-6
- Shang, E.H.H.; Wu, R.S.S., 2004. Aquatic Hypoxia Is a Teratogen and Affects Fish Embryonic Development. *Environmental Science & Technology*, 38 (18): 4763-4767. 10.1021/es0496423
- Sharpley, A.N.; Kleinman, P.J.A.; Jordan, P.; Bergstrom, L.; Allen, A.L., 2009. Evaluating the Success of Phosphorus Management from Field to Watershed. *Journal of Environmental Quality*, 38 (5): 1981-1988. 10.2134/jeq2008.0056
- Sheeder, S.A.; Evans, B.M., 2004. Estimating nutrient and sediment threshold criteria for biological impairment in Pennsylvania watersheds. *Journal of the American Water Resources Association*, 40 (4): 881-888. 10.1111/j.1752-1688.2004.tb01052.x
- Sherwood, A.R.; Rintoul, T.L.; Muller, K.M.; Sheath, R.G., 2000. Seasonality and distribution of epilithic diatoms, macroalgae and macrophytes in a spring-fed stream system in Ontario, Canada. *Hydrobiologia*, 435 (1-3): 143-152. 10.1023/a:1004011613137
- Sladeczek, V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 7: 1-218
- Slavik, K.; Peterson, B.J.; Deegan, L.A.; Bowden, W.B.; Hershey, A.E.; Hobbie, J.E., 2004. Long-term responses of the Kuparuk River ecosystem to phosphorus fertilization. *Ecology*, 85 (4): 939-954. 10.1890/02-4039
- Smith, A.J.; Bode, R.W.; Kleppel, G.S., 2007. A nutrient biotic index (NBI) for use with benthic macroinvertebrate communities. *Ecological Indicators*, 7 (2): 371-386. 10.1016/j.ecolind.2006.03.001
- Smith, A.J.; Tran, C.P., 2010. A weight-of-evidence approach to define nutrient criteria protective of aquatic life in large rivers. *Journal of the North American Benthological Society*, 29 (3): 875-891. 10.1899/09-076.1
- Smith, S.D.P.; McIntyre, P.B.; Halpern, B.S.; Cooke, R.M.; Marino, A.L.; Boyer, G.L.; Buchsbaum, A.; Burton, G.A.; Campbell, L.M.; Ciborowski, J.J.H.; Doran, P.J.; Infante, D.M.; Johnson, L.B.; Read, J.G.; Rose, J.B.; Rutherford, E.S.; Steinman, A.D.; Allan, J.D., 2015. Rating impacts in a multi-stressor world: a quantitative assessment of 50 stressors affecting the Great Lakes. *Ecological Applications*, 25 (3): 717-728. 10.1890/14-0366.1
- Smith, V., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139. 10.1065/espr2002.12.142
- Smith, V.; Tilman, G.; Nekola, J., 1999. Eutrophication: impacts of excess nutrient inputs on freshwater, marine, and terrestrial ecosystems. *Environmental Pollution*, 100 (1-3): 179-196. 10.1016/S0269-7491(99)00091-3
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems - A global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139. 10.1065/espr2002.12.142
- Smith, V.H., 2003. Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem. *Environmental Science and Pollution Research*, 10 (2): 126-139. 10.1065/espr2002.12.142
- 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 (1-3): 179-196. 10.1016/s0269-7491(99)00091-3
- Snieszko, S.F., 1974. The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes. *Journal of Fish Biology*, 6 (2): 197-208. 10.1111/j.1095-8649.1974.tb04537.x
- Soininen, J., 2004. Determinants of benthic diatom community structure in boreal streams: the role of environmental and spatial factors at different scales. *International Review of Hydrobiology*, 89 (2): 139-150. 10.1002/irob.200310714
- Soininen, J.; Niemela, P., 2002. Inferring the phosphorus levels of rivers from benthic diatoms using weighted averaging. *Archiv Fur Hydrobiologie*, 154 (1): 1-18
- Solomon, C.; Bruesewitz, D.; Richardson, D.; Rose, K.; Van de Bogert, M.; Hanson, P.; Kratz, T.; Larget, B.; Adrian, R.; Babin, B.; Chiu, C.; Hamilton, D.; Gaiser, E.; Hendricks, S.; Istvanovics, V.; Laas, A.; O'Donnell, D.; Pace, M.; Ryder, E.; Staehr, P.; Torgersen, T.; Vanni, M.; Weathers, K.; Zhu, G., 2013. Ecosystem respiration: Drivers of daily variability and background respiration in lakes around the globe. *Limnology and Oceanography*, 58 (3): 849-866. 10.4319/lo.2013.58.3.0849
- Sondergaard, M.; Jensen, J.P.; Jeppesen, E., 2005. Seasonal response of nutrients to reduced phosphorus loading in 12 Danish lakes. *Freshwater Biology*, 50 (10): 1605-1615. 10.1111/j.1365-2427.2005.01412.x
- Søndergaard, M.; Jeppesen, E.; Peder Jensen, J.; Lildal Amsinck, S., 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology*, 42 (4): 616-629

- Sondergaard, M.; Larsen, S.E.; Johansson, L.S.; Lauridsen, T.L.; Jeppesen, E., 2016. Ecological classification of lakes: Uncertainty and the influence of year-to-year variability. *Ecological Indicators*, 61: 248-257. 10.1016/j.ecolind.2015.09.024
- Spaak, P.; Volanthen, P., 2012. Les séquelles de l'eutrophisation. *EAWAG News*, Juin 2012:
- Spaenhoff, B.; Augspurger, C.; Kuesel, K., 2007. Comparing field and laboratory breakdown rates of coarse particulate organic matter: Sediment dynamics mask the impacts of dissolved nutrients on CPOM mass loss in streams. *Aquatic Sciences*, 69 (4): 495-502. 10.1007/s00027-007-0932-z
- Spears, B.M.; Carvalho, L.; Dudley, B.; May, L., 2013. Variation in chlorophyll a to total phosphorus ratio across 94 UK and Irish lakes: Implications for lake management. *Journal of Environmental Management*, 115: 287-294. 10.1016/j.jenvman.2012.10.011
- Spencer, C.N.; Gabel, K.O.; Hauer, F.R., 2003. Wildfire effects on stream food webs and nutrient dynamics in Glacier National Park, USA. *Forest Ecology and Management*, 178 (1-2): 141-153. 10.1016/s0378-1127(03)00058-6
- Spencer, R.; Pellerin, B.; Bergamaschi, B.; Downing, B.; Kraus, T.; Smart, D.; Dahgren, R.; Hernes, P., 2007. Diurnal variability in riverine dissolved organic matter composition determined by in situ optical measurement in the San Joaquin River (California, USA). *Hydrological Processes*, 21 (23): 3181-3189. 10.1002/hyp.6887
- STABEL, H., 1986. CALCITE PRECIPITATION IN LAKE CONSTANCE - CHEMICAL-EQUILIBRIUM, SEDIMENTATION, AND NUCLEATION BY ALGAE. *Limnology and Oceanography*, 31 (5): 1081-1093
- Staehr, P.; Bade, D.; Van de Bogert, M.; Koch, G.; Williamson, C.; Hanson, P.; Cole, J.; Kratz, T., 2010. Lake metabolism and the diel oxygen technique: State of the science. *Limnology and Oceanography-Methods*, 8: 628-644. 10.4319/lom.2010.8.0628|10.4319/lom.2010.8.628
- Staehr, P.; Sand-Jensen, K.; Raun, A.; Nilsson, B.; Kidmose, J., 2010. Drivers of metabolism and net heterotrophy in contrasting lakes. *Limnology and Oceanography*, 55 (2): 817-830. 10.4319/lo.2009.55.2.0817
- Stanford, J.A.; Ward, J.V., 1992. Management of aquatic resources in large catchments: recognizing interactions between ecosystem connectivity and environmental disturbance. In: Naiman R.J., ed. *Watershed management: Balancing sustainability with environmental change*. New-York: Springer, 91-124
- Statzner, B.; Beche, L.A., 2010. Can biological invertebrate traits resolve effects of multiple stressors on running water ecosystems? *Freshwater Biology*, 55: 80-119. 10.1111/j.1365-2427.2009.02369.x
- Stelzer, R.S.; Likens, G.E., 2006. Effects of sampling frequency on estimates of dissolved silica export by streams: The role of hydrological variability and concentration-discharge relationships. *Water Resources Research*, 42 (7). 10.1029/2005wr004615
- Stenback, G.A.; Crumpton, W.G.; Schilling, K.E.; Helmers, M.J., 2011. Rating curve estimation of nutrient loads in Iowa rivers. *Journal of Hydrology*, 396 (1-2): 158-169. 10.1016/j.jhydrol.2010.11.006
- Stets, E.; Kelly, V.; Crawford, C., 2015. Regional and Temporal Differences in Nitrate Trends Discerned from Long-Term Water Quality Monitoring Data. *Journal of the American Water Resources Association*, 51 (5): 1394-1407. 10.1111/1752-1688.12321
- Stevenson, R.J.; Bennett, B.; Jordan, D.; French, R., 2012. Phosphorus regulates stream injury by filamentous green algae, DO, and pH with thresholds in responses. *Hydrobiologia*, 695 (1): 25-42. 10.1007/s10750-012-1118-9
- Stevenson, R.J.; Pan, Y.; Manoylov, K.M.; Parker, C.A.; Larsen, D.P.; Herlihy, A.T., 2008. Development of diatom indicators of ecological conditions for streams of the western US. *Journal of the North American Benthological Society*, 27 (4): 1000-1016. 10.1899/08-040.1
- Stevenson, R.J.; Rier, S.T.; Riseng, C.M.; Schultz, R.E.; Wiley, M.J., 2006. Comparing effects of nutrients on algal biomass in streams in two regions with different disturbance regimes and with applications for developing nutrient criteria. *Hydrobiologia*, 561: 149-165. 10.1007/s10750-005-1611-5
- Stevenson, R.J.; Sabater, S., 2010. Understanding effects of global change on river ecosystems: science to support policy in a changing world. *Hydrobiologia*, 657 (1): 3-18
- Stoddard, J.L.; Herlihy, A.T.; Hill, B.H.; Hughes, R.M.; Kaufman, P.R.; Klemm, D.J.; Lazorchak, J.M.; McCormick, F.H.; Peck, D.V.; Paulsen, S.G.; Olsen, A.R.; Larsen, D.P.; Van Sickle, J.; Whittier, T.R., 2006. *Mid-Atlantic Integrated Assessment (MAIA). State of the Flowing Waters Report*. Washington D.C: U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development,, , (EPA/620/R-06/001).
- Sturt, M.M.; Jansen, M.A.K.; Harrison, S.S.C., 2011. Invertebrate grazing and riparian shade as controllers of nuisance algae in a eutrophic river. *Freshwater Biology*, 56 (12): 2580-2593. 10.1111/j.1365-2427.2011.02684.x
- Stutter, M.; Dawson, J.J.C.; Glendell, M.; Napier, F.; Potts, J.M.; Sample, J.; Vinten, A.; Watson, H., 2017. Evaluating the use of in-situ turbidity measurements to quantify fluvial sediment and phosphorus concentrations and fluxes in agricultural streams. *Science of the Total Environment*, 607: 391-402. 10.1016/j.scitotenv.2017.07.013
- Suplee, M.W.; Watson, V.; Teply, M.; McKee, H., 2009. How Green is Too Green? Public Opinion of What Constitutes Undesirable Algae Levels in Streams. *JAWRA Journal of the American Water Resources Association*, 45 (1): 123-140
- Symoens, J.J.; Hooper, S.S.; Compère, P., 1982. Studies on aquatic vascular plants. Brussels Roy Soc. Belgium 424
- Tahon, J.P.; Vanhoof, D.; Vinckier, C.; Witters, R.; Deley, M.; Lontie, R., 1988. The reaction of nitrite with the hemocyanin of *astacus-leptodactylus*. *Biochemical Journal*, 249 (3): 891-896
- Tang, T.; Cai, Q.H.; Liu, J.K., 2006. Using epilithic diatom communities to assess ecological condition of Xiangxi River system. *Environmental Monitoring and Assessment*, 112 (1-3): 347-361. 10.1007/s10661-006-7666-6

- Tapolczai, K.; Bouchez, A.; Stenger-Kovacs, C.; Padisak, J.; Rimet, F., 2016. Trait-based ecological classifications for benthic algae: review and perspectives. *Hydrobiologia*, 776 (1): 1-17. 10.1007/s10750-016-2736-4
- Tapolczai, K.; Bouchez, A.; Stenger-Kovacs, C.; Padisak, J.; Rimet, F., 2017. Taxonomy- or trait-based ecological assessment for tropical rivers? Case study on benthic diatoms in Mayotte island (France, Indian Ocean). *Science of the Total Environment*, 607: 1293-1303. 10.1016/j.scitotenv.2017.07.093
- Tatrai, I.; Matyas, K.; Korponai, J.; Paulovits, G.; Pomogyi, P.; Heri, J., 2003. Regulation of plankton by omnivore cyprinids in a shallow lake in the Kis-Balaton Reservoir System. *Hydrobiologia*, 504 (1-3): 241-250. 10.1023/b:hydr.0000008524.29013.48
- Tena, A.; Vericat, D.; Gonzalo, L.E.; Batalla, R.J., 2017. Spatial and temporal dynamics of macrophyte cover in a large regulated river. *Journal of Environmental Management*, 202: 379-391. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jenvman.2016.11.034>
- Teneva, I.; Mladenov, R.; Belkinova, D.; Dimitrova-Dyulgerova, I.; Dzhambazov, B., 2010. Phytoplankton community of the drinking water supply reservoir Borovitsa (South Bulgaria) with an emphasis on cyanotoxins and water quality. *Central European Journal of Biology*, 5 (2): 231-239. 10.2478/s11535-010-0009-1
- Tett, P.; Carreira, C.; Mills, D.K.; van Leeuwen, S.; Foden, J.; Bresnan, E.; Gowen, R.J., 2008. Use of a Phytoplankton Community Index to assess the health of coastal waters. *Ices Journal of Marine Science*, 65 (8): 1475-1482. 10.1093/icesjms/fsn161
- Tett, P.; Gowen, R.; Mills, D.; Fernandes, T.; Gilpin, L.; Huxham, M.; Kennington, K.; Read, P.; Service, M.; Wilkinson, M.; Malcolm, S., 2007. Defining and detecting undesirable disturbance in the context of marine eutrophication. *Marine Pollution Bulletin*, 55 (1-6): 282-297. 10.1016/j.marpolbul.2006.08.028
- Thackeray, S.J.; Noges, P.; Dunbar, M.J.; Dudley, B.J.; Skjelbred, B.; Morabito, G.; Carvalho, L.; Phillips, G.; Mischke, U.; Catalan, J.; de Hoyos, C.; Laplace, C.; Austoni, M.; Padedda, B.M.; Maileht, K.; Pasztaleniec, A.; Jarvinen, M.; Solheim, A.L.; Clarke, R.T., 2013. Quantifying uncertainties in biologically-based water quality assessment: A pan-European analysis of lake phytoplankton community metrics. *Ecological Indicators*, 29: 34-47. 10.1016/j.ecolind.2012.12.010
- Thomaz, S.M.; Cunha, E.R.d., 2010. The role of macrophytes in habitat structuring in aquatic ecosystems: methods of measurement, causes and consequences on animal assemblages' composition and biodiversity. *Acta Limnologica Brasiliensia*, 22: 218-236
- Timm, H.; Mols, T., 2012. Littoral macroinvertebrates in Estonian lowland lakes: the effects of habitat, season, eutrophication and land use on some metrics of biological quality. *Fundamental and Applied Limnology*, 180 (2): 145-156. 10.1127/1863-9135/2012/0203
- Tison, J.; Park, Y.S.; Coste, M.; Wasson, J.G.; Ector, L.; Rimet, F.; Delmas, F., 2005. Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: A study on the French hydrosystem scale. *Water Research*, 39 (14): 3177-3188. 10.1016/j.watres.2005.05.029
- Tobias, C.; Bohlke, J., 2011. Biological and geochemical controls on diel dissolved inorganic carbon cycling in a low-order agricultural stream: Implications for reach scales and beyond. *Chemical Geology*, 283 (1-2): 18-30. 10.1016/j.chemgeo.2010.12.012
- Tolkkinen, M.; Mykra, H.; Markkola, A.M.; Aisala, H.; Vuori, K.M.; Lumme, J.; Pirttilä, A.M.; Muotka, T., 2013. Decomposer communities in human-impacted streams: species dominance rather than richness affects leaf decomposition. *Journal of Applied Ecology*, 50 (5): 1142-1151. 10.1111/1365-2664.12138
- Tolonen, K.; Hämäläinen, H.; Holopainen, I.; Karjalainen, J., 2001. Influences of habitat type and environmental variables on littoral macroinvertebrate communities in a large lake system. *Archiv Fur Hydrobiologie*: 39-67
- Tolonen, K.T.; Hamalainen, H.; Lensu, A.; Merilainen, J.J.; Palomaki, A.; Karjalainen, J., 2014. The relevance of ecological status to ecosystem functions and services in a large boreal lake. *Journal of Applied Ecology*, 51 (3): 560-571. 10.1111/1365-2664.12245
- Tormos, T.; Kosuth, P.; Durrieu, S.; Villeneuve, B.; Wasson, J.G., 2011. Improving the quantification of land cover pressure on stream ecological status at the riparian scale using High Spatial Resolution Imagery. *Physics and Chemistry of the Earth, Parts A/B/C*, 36 (12): 549-559
- Tormos, T.; Looy, K.V.; Kosuth, P.; Villeneuve, B.; Souchon, Y., 2013. Catchment Scale Analysis of the Influence of Riparian Vegetation on River Ecological Integrity Using Earth Observation Data. In: Alcaraz-Segura, D.; Di Bella, C.M.; Straschnoy, J.V., eds. *Earth Observation of Ecosystem Services*. CRC Press (Earth Observation of Global Changes), 201-226. doi:10.1201/b15628-14
- 10.1201/b15628-14
- Townsend, C.R.; Hildrew, A.G.; Francis, J., 1983. Community structure in some southern english streams - the influence of physicochemical factors. *Freshwater Biology*, 13 (6): 521-544. 10.1111/j.1365-2427.1983.tb00011.x
- Trautwein, C.; Schinegger, R.; Schmutz, S., 2013. Divergent reaction of fish metrics to human pressures in fish assemblage types in Europe. *Hydrobiologia*, 718 (1): 207-220. 10.1007/s10750-013-1616-4
- Trevisan, D.; Quetin, P.; Barbet, D.; Dorioz, J.M., 2012. POPEYE: A river-load oriented model to evaluate the efficiency of environmental policy measures for reducing phosphorus losses. *Journal of Hydrology*, 450: 254-266. 10.1016/j.jhydrol.2012.05.001
- Triest, L.; Kaur, P.; Heylen, S.; De Pauw, N., 2001. Comparative monitoring of diatoms, macroinvertebrates and macrophytes in the Woluwe River (Brussels, Belgium). *Aquatic Ecology*, 35 (2): 183-194. 10.1023/a:1011468615246

- Tuchman, N.C.; Stevenson, R.J., 1991. Effects of selective grazing by snails on benthic algal succession. *Journal of the North American Benthological Society*, 10 (4): 430-443
- Tuji, A., 2000. The effect of irradiance on the growth of different forms of freshwater diatoms: implications for succession in attached diatom communities. *Journal of Phycology*, 36 (4): 659-661
- Turner, R.E.; Rabalais, N.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. 10.1016/j.marpolbul.2005.08.012
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N.; Justic, D., 2012. Predicting summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico: Redux. *Marine Pollution Bulletin*, 64 (2): 319-324. 10.1016/j.marpolbul.2011.11.008
- Turner, R.E.; Rabalais, N.N.; Swenson, E.M.; Kasprzak, M.; Romaire, T., 2005. Summer hypoxia in the northern Gulf of Mexico and its prediction from 1978 to 1995. *Marine Environmental Research*, 59 (1): 65-77. 10.1016/j.marenvres.2003.09.002
- Twardowski, M.S.; Townsend, D.W.; Sullivan, J.M.; Koch, C.; Pettigrew, N.R.; O'Donnell, J.; Stymiest, C.; Salisbury, J.; Moore, T.; Young-Morse, R.; Stockley, N.D.; Morrison, J.R., 2015. Developing the First Operational Nutrient Observatory for Ecosystem, Climate, and Hazard Monitoring for NERACOOS. *Marine Technology Society Journal*, 49 (3): 72-80
- U.S. Environmental Protection Agency (EPA), 2015. *Preventing Eutrophication: Scientific Support for Dual Nutrient Criteria*: Office of Water EPA 6.
- UNEP/DEPI, 2009. Consultation Meeting to Review MED POL Monitoring Activities. Rome, Italy. 1-2 December 2009. United Nations Environment Programme
- UNEP/DEPI, 2011. *Examen des activités MED POL de surveillance continue du milieu marin et Planification du nouveau système de surveillance continue intégré du PAM*: United Nations Environment Programme, (UNEP(DEPI)/MED WG.365/3.).
- UNEP/DEPI, 2015. *Agenda item 5: Main elements of the Integrated Monitoring and Assessment Programme related to Ecological Objectives 5, 9, 10*: United Nations Environment Programme, (UNEP(DEPI)/ MED WG.417/6).
- UNEP/DEPI, 2015. *MED POL Focal Points Meeting*: United Nations Environment Programme, (UNEP(DEPI)/ MED WG.417/17).
- UNEP/MAP, 2012. *NOTE ON THE ECOSYSTEMS APPROACH PROCESS IN 2012 - 2013 BIENNIUM*. Athens.
- Unni, K.S., 1976. Production of submerged aquatic plant communities of Doodhadhari lake Raipur, (M.P. India). *Hydrobiologia*, 48 (2): 175-177. 10.1007/bf00040169
- Usseglio-Polatera, P.; Bournaud, M.; Richoux, P.; Tachet, H., 2000. Biological and ecological traits of benthic freshwater macroinvertebrates: relationships and definition of groups with similar traits. *Freshwater Biology*, 43 (2): 175-205. 10.1046/j.1365-2427.2000.00535.x
- Usseglio-Polatera, P.; Richoux, P.; Bournaud, M.; Tachet, H., 2001. A functional classification of benthic macroinvertebrates based on biological and ecological traits: application to river condition assessment and stream management. *Archiv Fur Hydrobiologie*, Suppl. 139: 53-83
- Valette, L.; Piffady, J.; Chandesris, A.; Souchon, Y., 2012. *SYRAH-CE : description des données et modélisation du risque d'altération de l'hydromorphologie des cours d'eau pour l'Etat des lieux DCE*: Pôle Hydroécologie des cours d'eau Onema-Irstea Lyon, MALY-LHQ, 104.
- Van Damme, M.; Kruit, R.J.W.; Schaap, M.; Clarisse, L.; Clerbaux, C.; Coheur, P.F.; Dammers, E.; Dolman, A.J.; Erisman, J.W., 2014. Evaluating 4 years of atmospheric ammonia (NH₃) over Europe using IASI satellite observations and LOTOS-EUROS model results. *Journal of Geophysical Research-Atmospheres*, 119 (15): 9549-9566. 10.1002/2014jd021911
- Van Dolah, F.M., 2000. Marine algal toxins: Origins, health effects, and their increased occurrence. *Environmental Health Perspectives*, 108: 133-141
- van Donk, E.; van de Bund, W.J., 2002. Impact of submerged macrophytes including charophytes on phyto- and zooplankton communities: allelopathy versus other mechanisms. *Aquatic Botany*, 72 (3-4): 261-274. [http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770\(01\)00205-4](http://dx.doi.org/10.1016/S0304-3770(01)00205-4)
- van Duin, E.H.S.; Frinking, L.J.; van Schaik, F.H.; Boers, P.C.M., 1998. First results of the restoration of Lake Geerplas. *Water Science and Technology*, 37 (3): 185-192. 10.1016/s0273-1223(98)00069-9
- van Geer, F.C.; Kronvang, B.; Broers, H.P., 2016. High-resolution monitoring of nutrients in groundwater and surface waters: process understanding, quantification of loads and concentrations, and management applications. *Hydrology and Earth System Sciences*, 20 (9): 3619-3629. 10.5194/hess-20-3619-2016
- Vanni, M.J., 2002. Nutrient Cycling by Animals in Freshwater Ecosystems. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33: 341-370
- VANNOTE, R.; MINSHALL, G.; CUMMINS, K.; SEDELL, J.; CUSHING, C., 1980. RIVER CONTINUUM CONCEPT. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130-137. 10.1139/f80-017
- Vannote, R.L.; Minshall, G.W.; Cummins, K.W.; Sedell, J.R.; Cushing, C.E., 1980. River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 37 (1): 130-137. 10.1139/f80-017
- Vasselon, V.; Domaizon, I.; Rimet, F.; Kahlert, M.; Bouchez, A., 2017. Application of high-throughput sequencing (HTS) metabarcoding to diatom biomonitoring: Do DNA extraction methods matter? *Freshwater Science*, 36 (1): 162-177. 10.1086/690649
- Vasselon, V.; Rimet, F.; Tapolczai, K.; Bouchez, A., 2017. Assessing ecological status with diatoms DNA metabarcoding: scaling-up on a WFD monitoring network (Mayotte island, France). *Ecological Indicators*, 82: 1-12

- Venugopalan, V.P.; Kumar, R.; Rajamohan, R.; Sekar, R.; Nair, K.V.K., 2005. *Natural eutrophication of a shallow tropical freshwater lake: Impact and possible restoration strategy*. Enfield: Science Publishers Inc (*Restoration and Management of Tropical Eutrophic Lakes*)
- Verdonschot, R.C.M.; Keizer-Vlek, H.E.; Verdonschot, P.F.M., 2012. Development of a multimetric index based on macroinvertebrates for drainage ditch networks in agricultural areas. *Ecological Indicators*, 13 (1): 232-242. 10.1016/j.ecolind.2011.06.007
- Verma, S.; Markus, M.; Cooke, R.A., 2012. Development of error correction techniques for nitrate-N load estimation methods. *Journal of Hydrology*, 432: 12-25. 10.1016/j.jhydrol.2012.02.011
- Vermonden, K.; Leuven, R.; van der Velde, G., 2010. Environmental factors determining invasibility of urban waters for exotic macroinvertebrates. *Diversity and Distributions*, 16 (6): 1009-1021. 10.1111/j.1472-4642.2010.00702.x
- Vermonden, K.; Leuven, R.; van der Velde, G.; van Katwijk, M.M.; Roelofs, J.G.M.; Hendriks, A.J., 2009. Urban drainage systems: An undervalued habitat for aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation*, 142 (5): 1105-1115. 10.1016/j.biocon.2009.01.026
- Vestergaard, O.; Sand-Jensen, K., 2000. Alkalinity and trophic state regulate aquatic plant distribution in Danish lakes. *Aquatic Botany*, 67 (2): 85-107
- Vigiak, O.; Bende-Michl, U., 2013. Estimating bootstrap and Bayesian prediction intervals for constituent load rating curves. *Water Resources Research*, 49 (12): 8565-8578. 10.1002/2013wr013559
- Viljanen, M.; Drabkova, V.; Avinsky, V.; Kapustina, L.; Raspletina, G., 2008. Ecological state and monitoring of limnological and biological parameters in Lake Ladoga, Russia. *Aquatic Ecosystem Health & Management*, 11 (1): 61-74. 10.1080/14634980801891548
- Villeneuve, B.; Piffady, J.; Valette, L.; Souchon, Y.; Usseglio-Polatera, P., 2018. Direct and indirect effects of multiple stressors on stream invertebrates across watershed, reach and site scales: A structural equation modelling better informing on hydromorphological impacts. *Science of the Total Environment*, 612: 660-671
- Villeneuve, B.; Souchon, Y.; Usseglio-Polatera, P.; Ferreol, M.; Valette, L., 2015. Can we predict biological condition of stream ecosystems? A multi-stressors approach linking three biological indices to physico-chemistry, hydromorphology and land use. *Ecological Indicators*, 48: 88-98. 10.1016/j.ecolind.2014.07.016
- Vilmin, L.; Flipo, N.; Escoffier, N.; Groleau, A., 2016. Estimation of the water quality of a large urbanized river as defined by the European WFD: what is the optimal sampling frequency? *Environmental Science and Pollution Research*. 10.1007/s11356-016-7109-z
- Vinçon-Leite, B.; Tassin, B.; Druart, J.C., 2002. Phytoplankton variability in Lake Bourget: Phytoplankton dynamics and meteorology. *Lakes & Reservoirs: Research & Management*, 7 (2): 93-102
- Visco, J.A.; Apotheloz-Perret-Gentil, L.; Cordonier, A.; Esling, P.; Pillet, L.; Pawlowski, J., 2015. Environmental Monitoring: Inferring the Diatom Index from Next-Generation Sequencing Data. *Environmental Science & Technology*, 49 (13): 7597-7605. 10.1021/es506158m
- Vollenweider, R.A., 1968. *Scientific fundamentals of the eutrophication of lakes and lowing waters with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication*. Paris: OCDE, 159 p.
- Vollenweider, R.A., 1998. Characterization of the trophic conditions of marine coastal waters with special reference to the NW Adriatic Sea : proposal for a trophic scale, turbidity and generalized water quality index. *Environmetrics*, 9: 329-357
- Vörösmarty, C.J.; McIntyre, P.B.; Gessner, M.O.; Dudgeon, D.; Prusevich, A.; Green, P.; Glidden, S.; Bunn, S.E.; Sullivan, C.A.; Liermann, C.R.; Davies, P.M., 2010. Global threats to human water security and river biodiversity. *Nature*, 467 (7315): 555-561. <http://www.nature.com/nature/journal/v467/n7315/abs/nature09440.html#supplementary-information>
- Wade, A.J.; Palmer-Felgate, E.J.; Halliday, S.J.; Skeffington, R.A.; Loewenthal, M.; Jarvie, H.P.; Bowes, M.J.; Greenway, G.M.; Haswell, S.J.; Bell, I.M.; Joly, E.; Fallatah, A.; Neal, C.; Williams, R.J.; Gozzard, E.; Newman, J.R., 2012. Hydrochemical processes in lowland rivers: insights from in situ, high-resolution monitoring. *Hydrology and Earth System Sciences*, 16 (11): 4323-4342. 10.5194/hess-16-4323-2012
- Waite, I.R., 2013. Development and Application of an Agricultural Intensity Index to Invertebrate and Algal Metrics from Streams at Two Scales. *Journal of the American Water Resources Association*, 49 (2): 431-448. 10.1111/jawr.12032
- Walker, J.F.; Graczyk, D.J., 1993. PRELIMINARY EVALUATION OF EFFECTS OF BEST MANAGEMENT-PRACTICES IN THE BLACK EARTH CREEK, WISCONSIN, PRIORITY WATERSHED. *Water Science and Technology*, 28 (3-5): 539-548
- Walling, D.E.; Webb, B.W., 1985. ESTIMATING THE DISCHARGE OF CONTAMINANTS TO COASTAL WATERS BY RIVERS - SOME CAUTIONARY COMMENTS. *Marine Pollution Bulletin*, 16 (12): 488-492. 10.1016/0025-326x(85)90382-0
- Wang, L.; Brenden, T.; Seelbach, P.; Cooper, A.; Allan, D.; Clark Jr, R.; Wiley, M., 2008. Landscape based identification of human disturbance gradients and reference conditions for Michigan streams. *Environmental Monitoring and Assessment*, 141 (1-3): 1-17
- Wang, L.; Infante, D.; Esselman, P.; Cooper, A.; Wu, D.; Taylor, W.; Beard, D.; Whelan, G.; Ostroff, A., 2011. A Hierarchical Spatial Framework and Database for the National River Fish Habitat Condition Assessment. *Fisheries*, 36 (9): 436-449. 10.1080/03632415.2011.607075
- Wang, L.; Robertson, D.M.; Garrison, P.J., 2007. Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in Wadeable streams: Implication to nutrient criteria development. *Environmental Management*, 39: 194-212

- Wang, L.Z.; Robertson, D.M.; Garrison, P.J., 2007. Linkages between nutrients and assemblages of macroinvertebrates and fish in Wadeable streams: Implication to nutrient criteria development. *Environmental Management*, 39 (2): 194-212. 10.1007/s00267-006-0135-8
- Wang, Q.; Zhi, C.Y.; Hamilton, P.B.; Kang, F.X., 2009. Diatom distributions and species optima for phosphorus and current velocity in rivers from Zhujiang Watershed within a Karst region of south-central China. *Fundamental and Applied Limnology*, 175 (2): 125-141. 10.1127/1863-9135/2009/0175-0125
- Warren, R.F.; Reeve, T.; Arnold, J.S., 2016. Reimagining watershed restoration: a call for new investment and support structures for greater resiliency and long-term impact. *Wiley Interdisciplinary Reviews: Water*: n/a-n/a. 10.1002/wat2.1174
- Wasson, J.G.; Malavoi, J.R.; Maridet, L.; Souchon, Y.; Paulin, L., 1998. *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*. Editions Cemagref (*Gestion des Milieux Aquatiques*)
- Watanabe, F.S.Y.; Alcantara, E.; Rodrigues, T.W.P.; Imai, N.N.; Barbosa, C.C.F.; Rotta, L.H.D., 2015. Estimation of Chlorophyll-a Concentration and the Trophic State of the Barra Bonita Hydroelectric Reservoir Using OLI/Landsat-8 Images. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 12 (9): 10391-10417. 10.3390/ijerph120910391
- Watson, S.B.; Miller, C.; Arhonditsis, G.; Boyer, G.L.; Carmichael, W.; Charlton, M.N.; Confesor, R.; Depew, D.C.; Höök, T.O.; Ludsins, S.A.; Matisoff, G.; McElmurry, S.P.; Murray, M.W.; Peter Richards, R.; Rao, Y.R.; Steffen, M.M.; Wilhelm, S.W., 2016. The re-eutrophication of Lake Erie: Harmful algal blooms and hypoxia. *Harmful Algae*, 56: 44-66. <http://dx.doi.org/10.1016/j.hal.2016.04.010>
- Weigel, B.M.; Robertson, D.M., 2007. Identifying biotic integrity and water chemistry relations in nonwadeable rivers of Wisconsin: Toward the development of nutrient criteria. *Environmental Management*, 40 (4): 691-708. 10.1007/s00267-006-0452-y
- Weijters, M.J.; Janse, J.H.; Alkemade, R.; Verhoeven, J.T.A., 2009. Quantifying the effect of catchment land use and water nutrient concentrations on freshwater river and stream biodiversity. *Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems*, 19 (1): 104-112. 10.1002/aqc.989
- Wen, J.S.; Li, F.; Zeng, X.Y.; Shen, K.X.; He, H.J.; Liang, Y.Y.; Gan, H.Y.; Zhang, J.W.; Long, X.L.; Wei, Y.S., 2015. Genetic Algorithm-Based Fuzzy Comprehensive Evaluation of Water Quality in Dongzhaigang. *Water*, 7 (9): 4821-4847. 10.3390/w7094821
- Wetzel, R.G., 2001. *Limnology*. New York: Academic Press
- Whitley, M.H.; Vonk, J.A.; van der Geest, H.G.; Admiraal, W., 2015. Temporal abiotic variability structures invertebrate communities in agricultural drainage ditches. *Limnologica*, 52: 20-29. 10.1016/j.limno.2015.03.001
- Whitton, B.A., 1970. Biology of *Cladophora* in freshwater. *Water Research*, 4: 457-476
- Whitton, B.A., 1970. Biology of *Cladophora* in freshwaters. *Water Research*, 4: 457-476
- Wiegand, G.; Herr, W.; Zander, B.; Bröring, U.; Brux, H.; van de Weyer, K., 2015. Natural variation of macrophyte vegetation of lowland streams at the regional level. *Limnologica - Ecology and Management of Inland Waters*, 51 (Supplement C): 53-62. <https://doi.org/10.1016/j.limno.2014.12.005>
- Williams, M.R.; King, K.W.; Baker, D.B.; Johnson, L.T.; Smith, D.R.; Fausey, N.R., 2016. Hydrologic and biogeochemical controls on phosphorus export from Western Lake Erie tributaries. *Journal of Great Lakes Research*, 42 (6): 1403-1411. 10.1016/j.jglr.2016.09.009
- Williams, M.R.; King, K.W.; Macrae, M.L.; Ford, W.; Van Esbroeck, C.; Brunke, R.I.; English, M.C.; Schiff, S.L., 2015. Uncertainty in nutrient loads from tile-drained landscapes: Effect of sampling frequency, calculation algorithm, and compositing strategy. *Journal of Hydrology*, 530: 306-316. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jhydrol.2015.09.060>
- Winter, J.G.; Duthie, H.C., 2000. Epilithic diatoms as indicators of stream total N and total P concentration. *Journal of the North American Benthological Society*, 19 (1): 32-49. 10.2307/1468280
- Winter, J.G.; Howell, E.T.; Nakamoto, L.K., 2012. Trends in nutrients, phytoplankton, and chloride in nearshore waters of Lake Ontario: Synchrony and relationships with physical conditions. *Journal of Great Lakes Research*, 38: 124-132. 10.1016/j.jglr.2011.09.003
- Winter, J.G.; Palmer, M.E.; Howell, E.T.; Young, J.D., 2015. Long term changes in nutrients, chloride, and phytoplankton density in the nearshore waters of Lake Erie. *Journal of Great Lakes Research*, 41 (1): 145-155. 10.1016/j.jglr.2014.11.028
- Wolfram, G.; Argillier, C.; de Bortoli, J.; Buzzi, F.; Dalmiglio, A.; Dokulil, M.T.; Hoehn, E.; Marchetto, A.; Martinez, P.J.; Morabito, G.; Reichmann, M.; Remec-Rekar, S.; Riedmüller, U.; Rioury, C.; Schaumburg, J.; Schulz, L.; Urbanic, G., 2009. Reference conditions and WFD compliant class boundaries for phytoplankton biomass and chlorophyll-a in Alpine lakes. *Hydrobiologia*, 633 (1): 45-58. 10.1007/s10750-009-9875-9
- Wolin, J.A.; Stoermer, E.F., 2005. Response of a Lake Michigan coastal lake to anthropogenic catchment disturbance. *Journal of Paleolimnology*, 33 (1): 73-94. 10.1007/s10933-004-1688-2
- Worrall, F.; Burt, T., 1998. Decomposition of river water nitrate time-series — comparing agricultural and urban signals. *Science of the Total Environment*, 210-211: 153-162. 10.1016/S0048-9697(98)00048-5
- Worrall, F.; Howden, N.; Burt, T., 2013. Assessment of sample frequency bias and precision in fluvial flux calculations - An improved low bias estimation method. *Journal of Hydrology*, 503: 101-110. 10.1016/j.jhydrol.2013.08.048
- Worrall, F.; Howden, N.; Burt, T., 2015. Time series analysis of the world's longest fluvial nitrate record: evidence for changing states of catchment saturation. *Hydrological Processes*, 29 (3): 434-444. 10.1002/hyp.10164

- Woznicki, S.A.; Nejadhashemi, A.P.; Abouali, M.; Herman, M.R.; Esfahanian, E.; Hamaamin, Y.A.; Zhang, Z., 2016. Ecohydrological modeling for large-scale environmental impact assessment. *Science of the Total Environment*, 543, Part A: 274-286. <http://dx.doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.11.044>
- Wu, R.S.; Zhou, B.S.; Randall, D.J.; Woo, N.Y.; Lam, P.K., 2003. Aquatic hypoxia is an endocrine disruptor and impairs fish reproduction. *Environmental Science & Technology*, 37 (6): 1137-1141
- Xie, S.; Cui, Y.; Zhang, T.; Fang, R.; Li, Z., 2000. The Spatial Pattern of the Small Fish Community in the Biandantang Lake – A Small Shallow Lake Along the Middle Reach of the Yangtze River, China. *Environmental Biology of Fishes*, 57 (2): 179-190. 10.1023/a:1007541031222
- Ye, R.; Shan, K.; Gao, H.L.; Zhang, R.B.; Wang, S.; Qian, X., 2015. Long-term seasonal nutrient limiting patterns at Meiliang Bay in a large, shallow and subtropical Lake Taihu, China. *Journal of Limnology*, 74 (3): 519-529. 10.4081/jlimnol.2015.1147
- Yoshiyama, K.; Mellard, J.P.; Litchman, E.; Klausmeier, C.A., 2009. Phytoplankton Competition for Nutrients and Light in a Stratified Water Column. *American Naturalist*, 174 (2): 190-203. 10.1086/600113
- Young, R.G.; Matthaei, C.D.; Townsend, C.R., 2008. Organic matter breakdown and ecosystem metabolism: functional indicators for assessing river ecosystem health. *Journal of the North American Benthological Society*, 27 (3): 605-625. 10.1899/07-121.1
- Yuan, L.L., 2010. Estimating the effects of excess nutrients on stream invertebrates from observational data. *Ecological Applications*, 20 (1): 110-125. 10.1890/08-1750.1
- Zampoukas, N.; Piha, H.; Bigagli, E.; Hoepffner, N.; Hanke, G.; Cardoso, A.C., 2012. *Monitoring for the Marine Strategy Framework Directive : Requirements and Options*: European Commission JRC IES, (EUR 25187 EN - 2012).
- Zang, C.; Huang, S.; Wu, M.; Du, S.; Scholz, M.; Gao, F.; Lin, C.; Guo, Y.; Dong, Y., 2011. Comparison of Relationships Between pH, Dissolved Oxygen and Chlorophyll a for Aquaculture and Non-aquaculture Waters. *Water Air and Soil Pollution*, 219 (1-4): 157-174. 10.1007/s11270-010-0695-3
- Zelinka, M.; Marvan, P., 1961. Zur Prazisierung der biologischen klassifikation der Reinheit fliessender Gewasser. *Archs Hydrobiol.*, 57: 389-407
- Zhang, Q.; Brady, D.C.; Boynton, W.R.; Ball, W.P., 2015. Long-Term Trends of Nutrients and Sediment from the Nontidal Chesapeake Watershed: An Assessment of Progress by River and Season. *Journal of the American Water Resources Association*, 51 (6): 1534-1555. 10.1111/1752-1688.12327
- Zhang, Q.; Hirsch, R.M.; Ball, W.P., 2016. Long-Term Changes in Sediment and Nutrient Delivery from Conowingo Dam to Chesapeake Bay: Effects of Reservoir Sedimentation. *Environmental Science & Technology*, 50 (4): 1877-1886. 10.1021/acs.est.5b04073
- Zhang, W.Y.; Lou, I.C.; Kong, Y.J.; Ung, W.K.; Mok, K.M., 2013. Eutrophication analyses and principle component regression for two subtropical storage reservoirs in Macau. *Desalination and Water Treatment*, 51 (37-39): 7331-7340. 10.1080/19443994.2013.793921
- Zheng, C.; Yang, W.; Yang, Z.F., 2010. Environmental flows management strategies based on the spatial distribution of water quality, a case study of Baiyangdian Lake, a shallow freshwater lake in China. In: Yang, Z.; Chen, B., eds. *International Conference on Ecological Informatics and Ecosystem Conservation*. Amsterdam: Elsevier Science Bv (Procedia Environmental Sciences), Vol.2, 896-905. 10.1016/j.proenv.2010.10.101
- Zheng, C.; Yang, W.; Yang, Z.F., 2011. Strategies for Managing Environmental Flows Based on the Spatial Distribution of Water Quality: A Case Study of Baiyangdian Lake, China. *Journal of Environmental Informatics*, 18 (2): 84-90. 10.3808/jei.201100202
- Zhou, L.C.; Chen, J.; Sun, J.H.; Fu, J., 2011. Monitoring the Seasonal Distribution Pattern of Chlorophyll-a Concentration in Taihu Lake Based on CBERS-1 Imageries. *Spectroscopy and Spectral Analysis*, 31 (2): 530-534. 10.3964/j.issn.1000-0593(2011)02-0530-05
- Zimmermann, J., 2014. Taxonomic Reference Libraries for Environmental Barcoding: A Best Practice Example from Diatom Research (vol 9, e108793, 2014). *Plos One*, 9 (11): 1. 10.1371/journal.pone.0114758
- Zimmermann, J.; Abarca, N.; Enk, N.; Skibbe, O.; Kusber, W.H.; Jahn, R., 2014. Taxonomic Reference Libraries for Environmental Barcoding: A Best Practice Example from Diatom Research. *Plos One*, 9 (9): 24. 10.1371/journal.pone.0108793
- Zinger-Gize, I.; Hartland, A.; Saxby-Rouen, K.J.; Beattie, L., 1999. Protecting the oligotrophic lakes of the English Lake District. *Hydrobiologia*, 395: 265-280. 10.1023/a:1017074325323