



HAL
open science

État écologique des lacs et estuaires, défis et perspectives

Christine Argillier, Maxime Logez, Mario Lepage

► **To cite this version:**

Christine Argillier, Maxime Logez, Mario Lepage. État écologique des lacs et estuaires, défis et perspectives. Sciences Eaux & Territoires, 2021, 37, pp.44-47. 10.14758/SET-REVUE.2021.4.08 . hal-03585457

HAL Id: hal-03585457

<https://hal.inrae.fr/hal-03585457v1>

Submitted on 23 Feb 2022

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

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



Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

Point de vue

État écologique des lacs et estuaires, défis et perspectives

Malgré les nombreux usages dont ils font l'objet et leur rôle avéré pour la biodiversité aquatique et terrestre, les plans d'eau et les estuaires français ont été historiquement peu étudiés, et leur état écologique peu renseigné. L'évaluation et le suivi de leur qualité écologique dans le cadre de la directive cadre européenne sur l'eau ont relevé d'un véritable challenge dans les années 2000. Aujourd'hui, l'acquisition de données de qualité au cours des deux dernières décennies et l'arrivée de nouvelles méthodes de surveillance, comme la télédétection spatiale ou le recours à l'ADN environnemental, laissent présager de nouvelles perspectives de suivi de ces précieux écosystèmes.

Les plans d'eau et les estuaires sont des masses d'eau continentales soumises aux mêmes exigences réglementaires que les cours d'eau en terme d'atteinte du bon état écologique pour répondre aux exigences de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE, 2000/60/CE). Ils hébergent une forte diversité biologique et constituent des milieux à forts enjeux en termes de fonctions et de services écosystémiques (photo 1). Ils contribuent au bien-être humain par leur approvisionnement en eau potable, mais aussi pour l'irrigation ou la production d'énergie, par la pêche (récréative ou professionnelle), par le tourisme et les activités de loisirs, mais aussi par des processus de dépollution (dénitrification ou de filtration des eaux par exemple). En France, les masses d'eau de type plans d'eau et estuaires concernées par le bilan régulier de leur état écologique transmis à Commission européenne (dénommé « rapportage ») sont peu nombreuses : seulement soixante-sept masses d'eau de transition, soixante-neuf lacs naturels et environ trois cents lacs de réservoir (retenues). On compte néanmoins des milliers de petits plans d'eau (ex. : étangs) sur lesquels aucune mesure n'est actuellement réalisée bien qu'ils soient également concernés par l'atteinte du bon état écologique.

Une méconnaissance des écosystèmes lacustres et estuariens

La mise en œuvre de la directive cadre européenne sur l'eau (DCE) sur les plans d'eau et les estuaires a posé des défis majeurs et en premier lieu en terme de connaissance de ces écosystèmes. À titre d'exemple, avant la publication de la DCE en 2000, un simple inventaire exhaustif des plans d'eau de plus de cinquante hectares n'existait pas ; il a été disponible à l'échelon national seulement au début de l'année 2004. Bien que certaines agences de bassins aient consenti des efforts significatifs

dans la réalisation d'études et de diagnostics écologiques bien avant la publication de cette directive, à cette date, les principales caractéristiques physiques, chimiques ou biologiques d'un grand nombre de plans d'eau et estuaires restaient indéterminées. Cette relative méconnaissance a représenté une contrainte majeure lorsque le classement de ces masses d'eau dans des types définis par les critères fixés par l'annexe II de la DCE a été demandé. Plusieurs critères requis, comme par exemple la profondeur moyenne et l'alcalinité des lacs, étaient indéterminés. Ce classement a dû mobiliser une forte expertise et n'a pas permis de répondre parfaitement aux exigences réglementaires¹. Par la suite, la connaissance très partielle des données environnementales a rendu difficile l'évaluation de la variabilité naturelle des bio-indicateurs. De même, la mauvaise caractérisation de certaines de ces pressions, comme par exemple les pressions hydromorphologiques des plans d'eau, a limité (et limite encore actuellement) le pouvoir de diagnostic des indicateurs de l'état écologique.

Si, au début des années 2000, les facteurs abiotiques des masses d'eau lacustres et de transition étaient mal connus, il en était de même des communautés aquatiques qu'hébergeaient ces milieux. De nombreuses études sur une espèce, voire parfois un stade de développement d'une espèce d'intérêt (ex. : la civelle en estuaire) étaient disponibles, mais rares étaient les études portant sur l'ensemble d'une communauté dans une ou plusieurs masses d'eau ; de plus, les données existantes étaient souvent peu comparables. Il a donc été nécessaire de mettre en place des stratégies d'échantillonnage standardisé pour acquérir les données biologiques indispensables au développement des bioindicateurs.

1. Le critère obligatoire de taille n'a pas été intégré dans la classification nationale des plans d'eau. Certaines données sont encore manquantes aujourd'hui et une classification conforme aux exigences de la DCE n'est donc toujours pas possible pour une vingtaine de retenues.

1 Les lacs et les estuaires hébergent une forte diversité biologique et constituent des milieux à forts enjeux en termes de fonctions et de services écosystémiques.



© V. Pagneux - INRAE

Une très forte diversité d'écosystèmes et une typologie « peu opérationnelle »

Le territoire national se trouve dans des écorégions contrastées d'un point de vue géologique, climatique et de relief. Si l'on ajoute à cela les caractéristiques pédo-climatiques des territoires d'outre-mer, la France présente la plus forte diversité environnementale des pays de l'Union européenne. Ainsi, un autre défi à relever a été lié à la grande diversité hydrologique, morphologique et environnementale des lacs naturels et des estuaires. Cette diversité est également exacerbée par des facteurs historiques et géologiques (volcanisme et érosion glaciaire, par exemple qui conditionnent la forme et la profondeur). Les enjeux économiques et sociaux (irrigation, alimentation en eau potable, production hydroélectrique...) à l'origine de ces écosystèmes expliquent aussi une partie de leur diversité morphologique (profondeur, forme, présence ou absence de zone littorale...). Cette hétérogénéité du territoire et diversité d'origine se traduisent par un grand nombre de types de plans d'eau, la plupart d'entre eux ne regroupant que très peu d'écosystèmes comparables. La typologie nationale des lacs naturels et dans une moindre mesure des plans d'eau d'origine anthropique, s'est ainsi avérée complètement inappropriée pour définir les conditions de référence des indicateurs par type de masses d'eau. Il a été aussi complexe de construire des seuils de classes d'état adaptés à chaque type de masse d'eau du fait du manque de données sur les gradients de pressions au sein des types. Par exemple, les lacs d'altitude s'avéraient tous peu impactés par les pressions d'origine anthropique et inversement pour les lacs naturels de plaine méditerranéens peu nombreux et fortement anthropisés.

Les estuaires présentent aussi une forte diversité, allant du très petit cours d'eau quasiment en assec à marée basse aux très grands estuaires comme celui de la Seine, de la Loire et de la Gironde, présentant de fortes connectivités et des débits élevés. Leur nombre également réduit

a posé des problèmes comparables à ceux rencontrés sur les plans d'eau. Fort heureusement, quand les données biologiques de surveillance sont arrivées, il a été possible de réduire le nombre de critères choisis *a priori* pour établir leur typologie à partir de l'analyse d'influence de ces facteurs sur la structure et le fonctionnement des communautés de poissons. Il est apparu beaucoup plus tard que les critères pertinents pour établir la typologie physique pouvait être simplifiée pour un groupe d'organisme (les poissons), et que ces critères pouvaient être différents pour un autre groupe (les invertébrés ou le phytoplancton), ce qui montrait les limites de l'approche globale d'une même typologie pour tous les groupes considérés.

Des états de référence difficiles à définir

La définition des états de référence pour l'ensemble des éléments de qualité biologique à inclure dans l'évaluation de l'état écologique s'est heurtée à d'autres difficultés, indépendantes du caractère peu opérationnel de la typologie. Les conditions nécessaires à la classification des plans d'eau en « état de référence » ont été définies en annexe III de la circulaire ministérielle DCE 2004/08. Néanmoins, en l'absence de données précises sur les pressions exercées à l'échelle des bassins versants ou directement sur la cuvette lacustre, la réalisation d'un tel exercice était difficile et a dans une large mesure fait appel à l'expertise. Il a conduit à l'identification de quatorze plans d'eau mais, outre le fait qu'ils n'étaient pas représentatifs de la diversité des écosystèmes, certains se sont avérés, *a posteriori*, ne pas être tout à fait exempts de pressions (De Bortoli *et al.*, 2007). Pour les estuaires, il a été impossible de trouver des sites ou masses d'eau de référence car, situés à l'exutoire des bassins versants, ils subissent un cumul de pressions héritées en plus des pressions locales. Le choix s'est donc porté sur l'établissement de gradient de pressions pour établir les conditions de référence du « moins perturbé » vers le « plus perturbé ».

► La définition des conditions de référence est aussi particulièrement compliquée à appréhender pour les plans d'eau d'origine anthropique. Bien qu'il soit établi que cette référence est à rechercher dans les milieux naturels typologiquement les plus proches, il est avéré que les retenues ne sont ni des lacs naturels, ni des cours d'eau et présentent des caractéristiques propres (Wetzel, 1990). Cette idée a dû être vivement défendue auprès des instances européennes pour que cette spécificité soit bien intégrée dans les textes européens en lien avec la définition du « bon potentiel écologique ». Il se définit comme un état proche du « potentiel écologique maximum » que pourrait atteindre ces masses d'eau, une fois mises en œuvre l'ensemble des mesures possibles de mitigations pour contrer les effets des contraintes techniques obligatoires (ex. : marnage pour la production d'hydroélectricité) (Commission européenne, 2003).

Pour le développement des indicateurs de l'état écologique, les difficultés de définition des conditions de référence ont été contournées par un recours quasi systématique à la modélisation. Des modèles statistiques (ex. : modèle linéaire généralisé) prenant en compte les conditions environnementales naturelles connues pour contrôler la structure des communautés (la surface des écosystèmes influence par exemple leur richesse spécifique) et les pressions ont été développés. Pour les plans d'eau, la nature des données disponibles nous a conduit à nous focaliser sur les facteurs de stress liés à l'eutrophisation (ex. : concentration en phosphore total), ce qui limite la portée du diagnostic. Pour les estuaires, trois grands types de pressions ont été pris en compte : les pressions de pollution, les pressions sur l'habitat et le vivant et les pressions d'occupation des sols dans une bande rivulaire de 500 mètres. Ceci a permis de mettre en relation les observations biologiques et les niveaux de pression partielle (par catégorie) et totale (somme des trois catégories). La modélisation statistique a permis de sélectionner les caractéristiques biologiques à retenir pour la bioindication (conservation des métriques répondant significativement aux pressions) et de prédire les valeurs de références attendues pour les caractéristiques biologiques en absence de pression.

Les modèles pressions/impacts ont été construits avec des jeux de données obtenus par regroupement de types nationaux voire européens dans certains cas (cas de l'indice poisson pour les lacs naturels). Cette stratégie a permis de pallier au moins partiellement le manque de données et la diversité des écosystèmes en regard de leur faible effectif.

Peu de suivis pluriannuels et une forte variabilité de certains facteurs

Bien que la DCE propose des méthodes assez précises pour atteindre les objectifs environnementaux, la fréquence de surveillance des différentes composantes des écosystèmes utilisées pour rendre compte de leur état a été laissée, dans une certaine mesure, à la discrétion des États membres. Les écosystèmes lacustres étant considérés beaucoup plus stables que les cours d'eau, et les coûts de leur surveillance étant jugés plus importants, c'est à quelques exceptions près, un pas de temps de six ans qui a été adopté pour la réalisation des échan-

illonnages biologiques. Il peut être considéré suffisant pour mesurer une évolution de certaines communautés dont les dynamiques sont relativement lentes (ichtyofaune, par exemple), mais ce n'est pas le cas de certains groupes taxonomiques (phytoplancton notamment). De plus, cela ne permet pas de détecter des points de basculement potentiel (apparition d'une espèce nuisible, par exemple). L'absence de suivi plus fin est telle que la variabilité interannuelle liée notamment aux conditions météorologiques survenues aux différents stades de vie des organismes n'est pas connue pour la plupart d'entre eux, ce qui complexifie l'interprétation des diagnostics. Les tendances n'étant observables qu'à partir d'un nombre important de points, il faudra bien des années pour les mesurer et cette fréquence relativement faible hypothèque toute intervention rapide en cas de dysfonctionnement. Pour les écosystèmes estuariens, la fréquence de surveillance retenue est de trois années consécutives par plan de gestion avec des échantillonnages deux fois par an de façon à tenir compte de la variabilité saisonnière et interannuelle.

Et maintenant...

Les nombreuses données acquises depuis les débuts de la DCE dans les années 2000 permettent d'envisager l'amélioration de la performance des modèles pressions/impacts à la base du développement des bio-indicateurs. Grâce à la mise en place des réseaux de surveillance et de contrôle opérationnel, les données biologiques sont aujourd'hui plus nombreuses et homogènes. Les variables environnementales naturelles sont également mieux connues. Quant aux facteurs de stress notamment hydromorphologiques, ils sont mieux décrits et mieux caractérisés d'un point de vue spatial et temporel. Cela permet d'envisager une amélioration du diagnostic produit par de nouveaux indicateurs plus sensibles à un nombre plus important de pressions, et de mieux discriminer ainsi les pressions à l'origine d'une potentielle altération des milieux. Les données disponibles aujourd'hui permettent aussi de compléter la palette d'outil d'évaluation de l'état écologique des plans d'eau (ajout d'un indicateur de l'état hydromorphologique (voir l'article de Argillier *et al.*, p. 54-55 dans ce même numéro) et d'un indicateur macro-invertébrés) et des estuaires (développement d'un indicateur invertébrés benthiques).

Nous devons néanmoins rester vigilants sur la mesure des effets des pressions anthropiques et plus particulièrement du changement climatique, sur les communautés, pour le cas échéant, adapter les valeurs de référence pour que les indicateurs conservent leur pertinence. En estuaire, les effets du changement climatique sont déjà visibles avec des arrivées d'espèces normalement plus sudistes, et des déplacements vers le nord d'espèces qui étaient en limite sud de leur aire de distribution. Ainsi, l'éperlan encore abondant en Gironde dans les années 1980, ne se trouve plus qu'au nord de la Loire. Pour le maigre, on observe plutôt une extension vers le nord de son aire de répartition. Cette espèce est aujourd'hui présente en Bretagne alors qu'elle ne dépassait pas le nord de la Gironde. Pour les estuaires, les conditions de référence actuelles ont été définies avec des données obtenues entre 2006 et 2008. Il serait donc raisonnable

de revoir ces conditions pour le prochain rapportage en 2024. À l'avenir, il sera potentiellement nécessaire de développer de nouveaux indicateurs qui intègrent l'importance des effets du changement climatique sur les communautés et d'améliorer nos connaissances sur l'effet des différents stress sur les masses d'eau.

Par ailleurs, de nouvelles méthodes de surveillance sont sinon opérationnelles, déjà très prometteuses pour une mise en œuvre dans un cadre DCE. C'est par exemple le cas de l'ADN environnemental (ADNe) dont l'échantillonnage présente l'avantage de ne pas impacter la biodiversité (contrairement à certaines méthodes traditionnelles), de fournir un inventaire plus complet et plus précis que par les techniques actuelles. Bien que des développements soient encore nécessaires, la méthode s'avère déjà opérationnelle pour inventorier les diatomées des cours d'eau et plans d'eau (Riveira *et al.*, 2018; Vasselon *et al.*, 2019) et les poissons en rivière et en lac (Lawson Handley *et al.*, 2019; Pont *et al.*, 2021). Il n'est pas encore possible d'évaluer l'abondance des espèces avec l'ADNe et nous savons que les abondances commencent par diminuer fortement avant que les espèces ne disparaissent. La surveillance des abondances est en cela un signal plus précoce que la perte d'espèces. Les techniques progressent rapidement et on peut espérer que des notions d'abondance seront accessibles également via l'ADNe à moyen terme. L'utilisation des données de la télédétection est également en plein essor. Ces techniques sont à même de donner de l'information spatiale sur un grand nombre de masses d'eau à moindre coût. Leur application permet d'envisager la surveillance d'un grand nombre de plans d'eau incluant ceux qui sont hors des réseaux de suivi actuels, notamment les plus petits qui hébergent souvent une très forte biodiversité. L'utilisation pour la surveillance de ces nouvelles méthodes fait actuellement l'objet de nombreuses discussions.

Enfin, les estuaires, de nombreux plans d'eau et probablement toutes les retenues, sont en connexion avec les cours d'eau ou avec la nappe souterraine. À l'échelle des bassins hydrographiques, une meilleure compréhension des impacts réciproques de l'état des différentes masses d'eau sur les masses d'eau connectées devient cruciale notamment dans la perspective d'une définition des mesures de restauration écologique pertinentes. ■

EN SAVOIR PLUS...

- **DE BORTOLI, J., DAUFRESNE, M., ARGILLIER, C., 2007, *Définition des conditions de référence sur les plans d'eau – Paramètre chlorophylle-a*, Cemagref Aix-en-Provence, 20 p.**
- **COMMISSION EUROPÉENNE, 2003, Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document n° 4. Identification and Designation of Heavily Modified and Artificial Water Bodies. Working Group 2.2 – HMWB, 109 p.**
- **LAWSON HANDLEY, L., READ, D.S., WINFIELD, I.J., KIMBELL, H., JOHNSON, H., LI, J., HAHN, C., BLACKMAN, R., WILCOX, R., DONNELLY, R., SZITENBERG, A., HÄNFLING, B., 2019, Temporal and spatial variation in distribution of fish environmental DNA in England's largest lake, *Environmental DNA*, vol. 1, n° 1, p. 26-39, <https://doi.org/10.1002/edn3.5>**
- **PONT, D., VALENTINI, A., ROCLE, M., MAIRE, A., DELAIGUE, O., JEAN, P., DEJEAN, T., 2021, The future of fish-based ecological assessment of European rivers: from traditional EU Water Framework Directive compliant methods to eDNA metabarcoding-based approaches, *Journal of Fish Biology*, vol. 98, n° 2, p. 354-366, <https://doi.org/10.1111/jfb.14176>**
- **RIVEIRA, S.F., VASSELON, V., JACQUET, S., BOUCHEZ, A., ARIZTEGUI, D., RIMET, F., 2018, Metabarcoding of lake benthic diatoms: from structure assemblages to ecological assessment, *Hydrobiologia*, 807, p. 37-51, <https://doi.org/10.1007/s10750-017-3381-2>**
- **VASSELON, V., RIMET, F., DOMAIZON, I., MONNIER, O., REYJOL, Y., BOUCHEZ, A., 2019, Assessing pollution of aquatic environments with diatoms' DNA metabarcoding: experience and developments from France Water Framework Directive networks, *Metabarcoding and Metagenomics 3: e39646*, <https://doi.org/10.3897/mbmg.3.39646>**
- **WETZEL, R.G., 1990, «Reservoir ecosystems: conclusions and speculations», in: *Reservoir limnology: ecological perspective*, ed. by K.W. THORNTON, B.L. KIMMEL & F.E. PAYNE, p. 227-238, John Wiley & Sons, Inc., New York.**

Les auteurs

Christine ARGILLIER

INRAE, Aix Marseille Univ, UMR RECOVER,
F-13182, Aix-en-Provence, France.

[✉ christine.argillier@inrae.fr](mailto:christine.argillier@inrae.fr)

Maxime LOGEZ

INRAE, UR RiverLy, 5 rue de la Doua, CS 20244,
F-69625 Villeurbanne, France.

[✉ maxime.logez@inrae.fr](mailto:maxime.logez@inrae.fr)

Mario LEPAGE

INRAE, UR EABX, 50 avenue de Verdun,
F-33612 Cestas Cedex, France.

[✉ mario.lepage@inrae.fr](mailto:mario.lepage@inrae.fr)