

Indicateurs biologiques et méthodes d'évaluation pour la directive cadre européenne sur l'eau : un contexte cadré, des approches novatrices, des enjeux essentiels

La directive cadre européenne sur l'eau a placé l'hydrobiologie au cœur de l'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. Dans ce contexte, la bioindication est redevenue une discipline très active de l'écologie, soutenue par des enjeux sociétaux forts. Dans cet article, les auteurs présentent un aperçu des différents aspects du contexte dans lequel les indicateurs biologiques et les méthodes d'évaluation ont été développés, principalement pour les cours d'eau et les estuaires. Ils montrent au-delà les enjeux auxquels ces travaux doivent faire face.

Des indices biologiques aux méthodes d'évaluation : des prescriptions méthodologiques, des questions scientifiques

L'utilisation d'indices biologiques pour évaluer l'état de pollution des cours d'eau est apparue en Europe dès le début du vingtième siècle avec les indices saprobies¹ proposés par Kolkwitz (Kolkwitz et Marsson, 1909). En France, c'est avec la thèse de Jean Verneaux, soutenue en 1973 à l'université de Besançon, que cette approche a été rendue opérationnelle et utilisable à une large échelle. L'approche de bioindication est fondée sur les notions de niche écologique² et de taxons indicateurs³, qui considèrent que la composition et la structure des peuplements est en équilibre avec les paramètres de son environnement. Une réponse assez fine peut être obtenue en utilisant des modèles stress-réponse pour les espèces indicatrices (Gerhardt, 2002). En analysant ces peuplements, il est donc possible d'en tirer des informations sur les conditions qui règnent dans le milieu considéré.

L'objectif est alors de disposer d'une méthode intégratrice pour mettre en évidence la pollution des cours d'eau et ses effets délétères sur les organismes vivants. Ces indices, historiquement basés sur les macroinvertébrés benthiques, ont été perfectionnés et rapidement intégrés au panel d'outils utilisables en routine dans les réseaux de mesure de la qualité de l'eau. Dès la fin des années 1970, les grilles multi-usages qui permettaient d'affecter une classe de qualité à partir d'une série d'analyses prévoyaient l'utilisation de plusieurs indices basés sur l'échantillonnage des invertébrés, dont l'IBG (indice biologique global).

Ce principe a été développé pour conduire en France à l'élaboration de plusieurs indices, en cours d'eau et en plans d'eau, dont les versions adaptées à une application en routine ont rapidement été mises en œuvre dans les réseaux de mesure : IBGN (invertébrés benthiques), IBD (diatomées), IBMR (macrophytes en rivière), IPR (poissons), IOBS (vers oligochètes)⁴. Cet objectif très opéra-

1. Les saprobies désignent des associations d'organismes aquatiques d'eau douce vivant dans des eaux riches en matières organiques.

2. Place viable qu'occupe et rôle qu'assure une espèce dans l'écosystème, en interactions avec les conditions environnementales (notion de biotope) et avec les autres organismes vivants, dont les relations trophiques

3. Taxons (généralement espèces) sensibles à certaines caractéristiques du milieu dans lequel ils vivent, utilisés comme indicateurs de ces caractéristiques (espèces caractéristiques d'eau froide, de charge faible en nutriments, etc.).

4. IBGN : indice biologique global normalisé ; IBD : indice biologique diatomées ; IBMR : indice biologique macrophytique en rivière ; IPR : indice poissons rivière ; IOBS : indice oligochètes de bioindication des sédiments.

❶ Les éléments biologiques sur lesquels s'appuie l'évaluation de qualité biologique au sens de la directive cadre européenne sur l'eau : le phytoplancton (a), les macroinvertébrés benthiques (une éphémère, b), le phytobenthos (diatomées, c), les macrophytes (d), l'ichtyofaune (e).

a



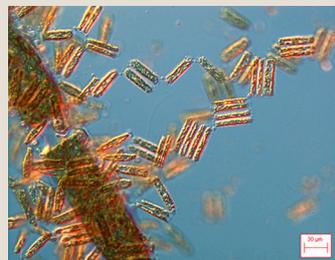
© C. Laplace-Tretyure - INRAE

b



© J.-P. Balmain - INRAE

c



© C. Laplace-Tretyure - INRAE

d



© C. Chauvin - INRAE

e



© M. Daufresne - INRAE

tionnel a été traduit par une démarche de normalisation portée par l'AFNOR, pour disposer de référentiels techniques validés compatibles avec leur prescription réglementaire et opérationnelle dans les cahiers de charges de marchés publics, par exemple.

La mise en œuvre de la DCE, directive cadre européenne sur l'eau, a rendu obligatoire l'utilisation d'indicateurs pour les éléments biologiques sur lesquels doit s'appuyer l'évaluation de l'état écologique, et, par défaut, pour toutes les catégories de masses d'eau entrant dans le périmètre de la DCE (à l'exception des eaux souterraines). Pour les cours d'eau, il s'agissait principalement de mettre en conformité les indices existants, mais pour les autres types de masses d'eau que sont les lacs, les estuaires, les lagunes, les milieux littoraux, de tels indices n'avaient que très rarement été développés. Il s'agissait donc d'une demande nouvelle et urgente adressée aux scientifiques, de disposer d'indicateurs biologiques permettant d'évaluer l'état écologique de ces masses d'eau dans un cadre méthodologique harmonisé.

Les prescriptions méthodologiques de la directive cadre européenne sur l'eau

La DCE, dans son annexe V, définit un cadre pour les méthodes d'évaluation : l'évaluation de l'état écologique doit être basée sur quatre éléments de qualité biologique, que sont le phytoplancton, les macroinvertébrés ben-

thiques, le phytobenthos et les macrophytes (dissociés dans la plupart des méthodes), l'ichtyofaune (figure ❶). Les données hydrobiologiques doivent être décrites par leur composition assortie de l'abondance de chaque taxon. D'autres critères peuvent s'y ajouter, comme l'âge des individus pour les poissons dans les masses d'eau douces, par exemple (les poissons ne sont pas suivis dans les eaux côtières). Les indicateurs doivent répondre à l'ensemble des pressions anthropiques listées par la directive. Cette réponse doit être graduée, de manière à pouvoir distinguer cinq classes d'état, dont les deux plus élevées (bon état et très bon état) portent un enjeu fort, car elles constituent un objectif obligatoire et réglementaire pour toutes les masses d'eau⁵. L'état doit être évalué sous la forme d'un écart à un état de référence, spécifique de chaque type de masses d'eau considérées. Enfin, les seuils de classes d'état sont définis sur cette échelle de 0 à 1 correspondant à l'écart à la référence (l'EQR, *ecological quality ratio* de la DCE). Il s'agit d'extraire une information quantifiée de la perturbation liée aux activités anthropiques, en s'affranchissant de la variabilité typologique et naturelle de milieux aquatiques très différents dans leur nature et leur fonctionnement. Ces prescriptions méthodologiques permettent en théorie de rendre comparables les résultats de l'évaluation, quelles que soient les catégories de masses d'eau considérées, les types nationaux, les écorégions⁶ ou les pays.

5. L'objectif environnemental principal de la Directive européenne sur l'eau est l'atteinte du bon état écologique et chimique pour toutes les masses d'eau naturelles, au plus tard en 2027.

6. Zone géographique définie par l'homogénéité de ses caractéristiques abiotiques (géomorphologie, géologie, pluviométrie, pentes, etc.), conditionnant des peuplements végétaux et animaux différents. Vingt-deux hydroécorégions principales ont été définies en France métropolitaine pour les besoins de la mise en œuvre de la DCE, permettant d'identifier 124 types de cours d'eau (Wasson *et al.*, 2002).

► D'autres principes ne sont pas explicités dans l'annexe technique de la DCE, mais doivent être respectés pour arriver in-fine à des méthodes DCE-compatibles : une qualité maîtrisée des données collectées, la possibilité technique de subir un inter-étalonnage entre les méthodes de tous les États membres, une conformité aux normes européennes applicables.

Des indices « années 80 » à l'évaluation DCE

Les indicateurs biologiques développés en cours d'eau et disponibles en 2006 pour la surveillance des milieux aquatiques fournissaient généralement une note chiffrée, le plus souvent de 0 à 20, sur une échelle correspondant à la métrique sur laquelle était construit l'indicateur. Par exemple, l'IBGN était surtout sensible à l'impact des substances consommatrices d'oxygène ou de certains toxiques, l'IBMR traduisait un niveau trophique global, l'IBD réagissait de façon assez rapide à la qualité de l'eau elle-même, l'IOBS était plus spécifiquement sensible à la contamination métallique des sédiments.

L'exploitation des résultats obtenus était affaire d'experts, qui interprétaient les informations à la lumière de la connaissance des milieux concernés et du détail de la liste taxinomique. Pour répondre aux prescriptions méthodologiques de la DCE, le développement des méthodes a suivi plusieurs étapes : des travaux préliminaires qui ont produit une typologie pour chacune des catégories de masses d'eau, l'analyse des réponses des métriques biologiques aux différentes catégories de pressions anthropiques, le calcul de valeurs de référence pour chacune des méthodes et enfin la fixation de seuils de classes de qualité biologique sur l'échelle des EQR.

Standardiser l'acquisition des données

Les protocoles d'acquisition de données qui ont été construits ou révisés pour focaliser uniquement sur la production de données hydrobiologiques, adaptées à une mise en œuvre en routine par de nombreux opérateurs, se prêtent à l'application d'une démarche qualité standardisée, et, enfin, sont compatibles avec les normes techniques développées par le CEN (Comité européen de normalisation). Ces aspects formels ne sont pas à négliger, car ils entrent dans le champ d'obligations réglementaires⁷. Il convient donc que les documents techniques puissent supporter une utilisation en tant que référentiel pour les procédures d'accréditation. De même, la compatibilité avec les normes européennes est rendue obli-

gatoire par le droit communautaire. Ces dispositions ont amené dès 2008 à mettre en œuvre en France une stratégie pour assurer la plus grande pertinence et applicabilité des référentiels techniques sur le territoire national en se dotant de normes françaises (encadré 1), tout en veillant à leur compatibilité avec les normes européennes, afin de pouvoir justifier de leur maintien et de leur utilisation en surveillance DCE. Il faut noter à ce sujet que les méthodes utilisées pour la surveillance par chaque État membre sont validées par la Commission européenne sous la forme d'un avis de la CE, et revêtent à ce titre un caractère réglementaire supplémentaire.

Développer des indicateurs qui répondent aux pressions

Certains indicateurs précédemment utilisés en routine ne répondaient pas aux critères exigés par la DCE. C'était en particulier le cas de l'IBGN. En usage depuis le début des années 1980, l'IBGN est calculé à partir d'une liste taxinomique dont le niveau de précision était insuffisant pour répondre à la définition d'« inventaire taxinomique » de la DCE.

En revanche, plusieurs autres indices biologiques existants répondaient aux critères d'éligibilité : l'IBMR et l'IBD, par exemple, ont été construits pour donner une évaluation d'un niveau trophique incluant l'effet de l'ensemble des paramètres du milieu, pour ce qui est de l'eau (IBD) ou l'ensemble du milieu aquatique (IBMR). De nouvelles approches ont été suivies pour répondre aux exigences de réponse des indicateurs à l'ensemble des pressions définies par la DCE. Elles ont en particulier produit des indicateurs multimétriques, qui prennent en compte de façon explicite les différents types de pressions, combinées dans un indicateur complexe (figure 2). L'indicateur ELFI, pour les estuaires (Delpéch *et al.*, 2010), et l'I₂M₂, indice invertébrés multimétrique pour les cours d'eau (Mondy *et al.*, 2012), ont été les premiers indicateurs spécifiquement développés en réponse aux besoins de la mise en œuvre de la DCE en France.

L'inter-étalonnage européen : un exercice obligé

La DCE prévoit une obligation d'inter-étalonnage des méthodes utilisées par les États membres pour l'évaluation de l'état des masses d'eau. Cette obligation vise à assurer la comparabilité du classement de l'état écologique entre écorégions et entre pays, pour que, en particulier, les objectifs environnementaux aient le même

1 COMMENT STABILISER DES INDICATEURS BIOLOGIQUES BASÉS SUR UNE TAXINOMIE ÉVOLUTIVE ?

L'appellation des taxons est soumise à une évolution parfois assez rapide. La floristique et la faunistique sont en évolution constante et amènent des changements de noms, des regroupements ou des distinctions de taxons nouveaux. Les indicateurs, qui s'appuient sur des listes de taxons-référence, sont donc susceptibles de dériver au cours du temps, de plus en plus de taxons contributifs au calcul n'étant plus reconnus dans les données issues de la surveillance. Pour pallier ce problème, une veille constante est réalisée par des groupes d'experts, en particulier dans une forge numérique mise en place et gérée par l'Office français de la biodiversité. Les référentiels taxinomiques spécifiques aux méthodes sont mis à jour pour conserver aux outils de calcul nationaux tel que le SEEE, système d'évaluation de l'état des eaux, leur pertinence et leur robustesse.

7. En France, le Code de l'environnement rend obligatoire l'agrément par l'État des opérateurs produisant des données de surveillance réglementaire. Cet agrément repose principalement sur l'accréditation, délivrée par le COFRAC (Comité français d'accréditation). Cette accréditation suit à la fois des référentiels de qualité (norme NF EN ISO 17025) et techniques (les normes françaises ou européennes applicables sur lesquelles le laboratoire demande l'accréditation). Cet agrément est encadré par l'arrêté ministériel du 27 octobre 2011, en cours de révision en 2021.

sens sur l'ensemble du territoire européen. Le principe initial est de comparer le classement de sites d'un jeu de données d'inter-étalonnage, vu par les différentes méthodes nationales.

Plusieurs voies sont proposées, mais il s'est rapidement avéré que cet inter-étalonnage était plus complexe que ce qui était envisagé (par ex. : méthodes nationales parfois pas toutes développées, typologies nationales divergentes...) rendant nécessaire des approximations pour conduire l'exercice de façon partielle. À cette occasion, des débats sur le contenu et la signification des méthodes d'évaluation nationales ont fait progresser la notion de bon état au niveau européen, mais ont aussi contraint certains pays à modifier leurs méthodes afin de fournir des résultats conformes aux principes retenus dans chaque groupe d'inter-étalonnage. Ces ajustements ont parfois déstabilisé les méthodes concernées, en modifiant partiellement des systèmes de seuils de classes ou de valeurs de référence qui avaient été ajustés de façon cohérente au niveau national mais qui se retrouvaient trop éloignés de la vision moyenne des autres outils de classification développés dans la région géographique européenne concernée.

Formellement, l'inter-étalonnage aboutit à un avis de la Commission, qui s'impose à tous les États membres. Faire évoluer une méthode nationale ou en mettre une nouvelle en œuvre comporte donc des contraintes fortes, et doit suivre une procédure de raccordement et de validation parfois techniquement complexe. La marge de manœuvre méthodologique ou stratégique pour l'évaluation s'en trouve réduite.

Le défi des références

La DCE définit la valeur de référence d'un indicateur ou d'un paramètre comme celle attendue en situation naturelle, c'est-à-dire non ou très peu impactée par les activités humaines. Cette définition simple et claire ouvre cependant un vaste champ de débat. En effet, ce concept peut être abordé de différentes manières par la

DCE : approche spatiale (réseau de sites de référence), ou approche de modélisation (prédictive ou à postériori), avec la possibilité de les nuancer par des éléments complémentaires, tels les données historiques ou paléologiques ou l'avis d'expert. Les options méthodologiques restent donc ouvertes, pour ce qui reste finalement une notion large et assez floue.

En France, l'option majoritairement prise, lorsque les données disponibles l'ont permis, a été de rechercher des sites caractéristiques de conditions très peu impactées et de les organiser dans un réseau dit de référence. La démarche a été basée sur une approche d'analyse spatiale par SIG (système d'information géographique), en suivant les prescriptions données par les documents techniques d'encadrement (*European Communities, 2003*). Pour l'exemple des cours d'eau, après vérification de la conformité de la qualité chimique (macropolluants tels que l'ammonium ou le phosphore), un réseau de 296 sites de référence a été validé (Mengin *et al.*, 2009). Pour les plans d'eau, ce sont seulement 28 sites (dont 7 correspondant à des retenues artificielles) qui ont été retenus. Sur ces sites, tous les éléments biologiques ont été analysés, trois années consécutives (2005-2007). Le postulat est que si ces sites sont en conditions de référence, les peuplements qui y vivent sont ceux que l'on peut attendre en conditions non perturbées, et, en conséquence, les indicateurs que l'on peut calculer fournissent des valeurs de référence.

Toutefois, un des principaux écueils rencontrés tient au fait que les valeurs de référence n'ont de pertinence qu'à l'échelle du type de masses d'eau, afin de prendre en compte les effets des facteurs environnementaux naturels. Or, la répartition de la pression anthropique sur le territoire national n'est pas homogène et rend l'exercice difficile voire impossible pour certaines hydroécotones comme le littoral méditerranéen, les plaines de grande culture ou d'élevage intensif (Sud-Ouest, Bretagne) et les zones et couloirs à forte concentration urbaine et indus-

2 La réponse des indicateurs aux différents types de pression. Un exemple de résultats de modèles de régression pour l'I2M2, l'IBD₂₀₀₇ et l'IPR+. Les métriques représentées en gris foncé ont un impact négatif sur l'indice (abaissement de sa valeur), celles en gris clair ont un impact positif. Celles qui n'ont pas d'effet significatif apparaissent en blanc. (Villeneuve *et al.*, 2015).

Variables	coefficient	I2M2			IBD			IPR+		
		coefficients de régression normalisés	p-value	coefficient	coefficients de régression normalisés	p-value	coefficient	coefficients de régression normalisés	p-value	
phosphore total	-0.02462		0.00000	-0.01966		0.00000	-0.01651		0.00001	
nitrites	-0.03140		0.64546	-0.00130		0.09317	-0.00648		0.00001	
nitrites	-0.03173		0.00000	-0.01572		0.00000	-0.01634		0.00000	
ammonium	-0.03069		0.00000	-0.01769		0.00000	-0.01426		0.00002	
DBO5	-0.00690		0.02156	-0.01249		0.00002	-0.01324		0.00000	
oxygène dissous	0.01412		0.00001	0.01010		0.00000	0.01580		0.00006	
matière en suspension	-0.00637		0.00037	-0.00021		0.77436	-0.00271		0.11451	
espaces naturels	0.00242		0.05064	0.01351		0.00000	0.01216		0.00000	
agriculture faible impact	0.01719		0.00002	-0.01236		0.00024	0.00366		0.00745	
agriculture intensive	-0.01019		0.00021	-0.00521		0.00036	-0.01355		0.00000	
urbanisation	-0.02377		0.00003	-0.01166		0.00000	-0.01055		0.00134	
drainage	-0.00111		0.69572	-0.00662		0.00007	-0.00768		0.00018	
irrigation	-0.01183		0.00725	-0.00221		0.06050	-0.00721		0.00000	
érosion	-0.00205		0.45775	-0.00001		0.99253	-0.00384		0.03669	
rectitude	-0.01817		0.00042	0.00021		0.87218	-0.00656		0.00245	
végétation lit majeur	0.00238		0.36530	0.00966		0.00001	0.00549		0.00002	
végétation 30m	0.00388		0.15682	0.00643		0.00225	0.00709		0.00010	
végétation 10m	0.00737		0.02154	0.00441		0.02344	0.00574		0.00159	
plans d'eau lit majeur	-0.00265		0.37405	-0.00772		0.00750	-0.00385		0.00137	
surlargeur	-0.00147		0.71351	-0.00359		0.10467	-0.00022		0.91031	
urbanisation 100m	-0.01634		0.00003	-0.00442		0.04600	-0.00205		0.05932	
digues lit majeur	-0.01092		0.00090	-0.00307		0.08741	-0.00186		0.12930	
digues lit mineur	-0.00877		0.00285	-0.00446		0.00542	-0.00234		0.16697	
routes lit majeur	-0.00999		0.00007	-0.00219		0.18547	0.00005		0.95338	
routes lit mineur	-0.00551		0.08920	-0.00344		0.00595	-0.00067		0.48495	
seuils	-0.01396		0.00043	-0.00001		0.99732	-0.00249		0.04774	

► trielle (sillon rhodanien, Ile-de-France). Afin de pallier ce problème, plusieurs approches ont été utilisées : la correction des valeurs à dire d'expert, la comparaison avec les valeurs représentatives des sites les moins dégradés, la comparaison avec les valeurs obtenues dans d'autres pays pour des types similaires, ou des modèles d'extrapolation et de *benchmarking* (modélisation sur la base de situations de comparaison) comme cela a été le cas pour les estuaires où aucun site de référence n'a pu être caractérisé.

La notion méthodologique de *référence* n'est donc pas parfaitement définie pour l'ensemble des types de masses d'eau à l'échelle nationale. Il s'agit parfois de *référence par défaut*, mais d'autres éléments doivent également être considérés : certains paramètres concrets interviennent, comme l'évolution des conditions de référence elles-mêmes. C'est le cas par exemple pour une modification de l'occupation des sols effective dans certaines régions ou pour l'évolution induite par le changement climatique. Pour assurer la stabilité de l'évaluation au regard de l'objectif (quantification de l'impact anthropique), les valeurs de référence seront révisables sur la base d'un suivi à long terme des sites du *réseau de référence pérenne*, mis en place pour fournir des informations à partir de sites témoins de cette évolution.

D'autres éléments interférant avec la notion de référence tiennent aux contraintes des gestionnaires : si certaines références constituent des objectifs trop ambitieux au regard de la réalité des pressions, l'évaluation risque d'afficher un état non conforme avec les objectifs environnementaux pour lesquels l'État s'est engagé, sans possibilité d'action suffisante. Le risque de non-atteinte du bon état en 2027, horizon ultime fixé par la DCE, peut alors être

réel. Ce constat questionne la définition du concept de *référence*, qui glisse de la notion de conditions quasi exemptes d'impacts anthropiques à celle du meilleur état possible compte tenu des activités humaines présentes et passées. On voit par ces exemples que ces concepts de référence dépassent les approches scientifiques pour rencontrer des enjeux importants. Cette réflexion actuelle rejoint nécessairement, pour des raisons opérationnelles⁸, celle de restauration des milieux aquatiques et de l'état final qu'il est pertinent de fixer, d'où la notion d'état *choisi* et non d'état *de référence*.

Fixer des seuils de classes de qualité

Ces seuils ont été définis de différentes façons, en fonction principalement des données qui étaient disponibles pour établir des modèles de réponse pression-impact. Le modèle de réponse écologique est théoriquement sigmoïde (figure 3), avec une succession de phases de résistance des communautés lorsque la pression est faible, puis un décrochement lorsque la pression devient impactante, suivi d'une phase d'effondrement avec l'accentuation de la pression, puis enfin une phase de stabilisation de communautés résistantes à une pression élevée. La forme de ce modèle théorique explique que les classes de qualité biologique ne sont pas réparties de manière homogène sur l'échelle des EQR. Alors qu'une pression relativement faible suffit à modifier le système biologique, les peuplements varient beaucoup moins pour des conditions dégradées, même pour des pressions très fortes.

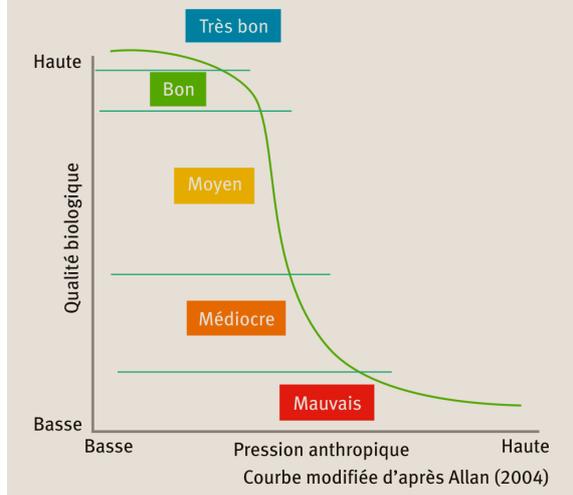
Dans le contexte de l'évaluation DCE, une implication importante de ce type de modèle est que la limite entre le bon état et l'état moyen, qui constitue un enjeu fort en termes d'obligation de gestion, se situe dans le début de réponse forte du système biologique. C'est donc la zone où la variabilité est très élevée, et donc l'évaluation la plus incertaine. Cette constatation a des implications qu'il ne faut pas négliger quant à l'utilisation des résultats pour l'orientation des politiques et la prise de décision, pour lesquelles l'incertitude est une notion forcément inconfortable.

La surveillance et l'évaluation du futur

La boîte à outils méthodologique nécessaire à la mise en œuvre de la DCE en France n'est pas encore complète, vingt ans après la publication de la directive, mais elle a été garnie d'outils assez robustes et suffisants pour avoir les moyens d'une gestion cohérente des objectifs environnementaux. En ce début de troisième et dernier cycle, la réflexion sur « l'après-DCE » a été engagée, tant sur les aspects stratégiques et politiques que sur les aspects méthodologiques.

Un des principes qui guideront les orientations futures correspond d'une part au maintien des acquis de plus de vingt-cinq ans de suivi et de gestion, d'autre part à l'optimisation de la surveillance. L'expérience acquise permet d'envisager le développement de méthodes qui seront plus informatives, plus intégratrices, et peut-être d'un coût moindre dans leur mise en œuvre.

3 Modèle théorique de réponse d'un peuplement à la dégradation de son environnement et répartition des classes de qualité biologique. La réponse n'est pas linéaire, la répartition des seuils n'est pas équidistante, les seuils à fort enjeu (TBE/BE/EM) se situent le plus souvent dans les zones les plus instables de la courbe de réponse.



8. Rappelons que la DCE rend obligatoire la mise en place de mesures pour assurer le retour au bon état de toutes les masses d'eau naturelles qui n'atteignent pas cet objectif.

Des évolutions se dessinent, en prévision d'un complément aux protocoles de suivi et d'évaluation actuels, voire de leur remplacement à moyen ou long terme. Il s'agit en particulier des progrès réalisés dans l'utilisation de méthodes biomoléculaires pour les inventaires biologiques. Certaines de ces techniques sont suffisamment développées pour être proches du transfert opérationnel. Elles ouvrent un large champ d'investigation méthodologique, voire l'extension de l'approche hydrobiologique aux catégories de masses d'eau qui n'en faisaient pas l'objet (les eaux souterraines, en particulier). Deux utilisations de ces techniques peuvent être envisagées : remplacer les techniques d'échantillonnage existantes en continuant d'appliquer les méthodes d'évaluation actuelles, ou concevoir de nouvelles approches de bioindication, basées sur des métriques biomoléculaires utilisées en indicateurs de stress environnemental. Dans le premier cas, il reste à s'assurer de la cohérence de l'évaluation réalisée avec une technique d'échantillonnage différente de celle utilisée pour concevoir la méthode. Dans le second cas, les développements nécessitant de reprendre les processus de conception des méthodes d'évaluation *de novo*, ils seront à mener en priorité sur les milieux où les approches classiques rencontrent des limites comme dans le cas des départements d'outremer ou des très grands cours d'eau (encadré ②). La capacité des opérateurs nationaux et européens reste également à évaluer et à développer, pour une mise en œuvre généralisée et fiable de ce qui apparaît aussi comme un marché qui s'ouvre pour des laboratoires traditionnellement non présents en surveillance des milieux aquatiques.

De même, des techniques applicables sur des échelles larges sont en cours de développement. La télédétection apporte déjà des informations utilisables sur les milieux marins côtiers, favorisée par l'évolution technique rapide des vecteurs aériens, en particulier les drones, et la disponibilité d'images aériennes et satellitaires de très haute définition. L'imagerie multispectrale ou hyperspectrale permet des suivis précis à haute fréquence, difficilement envisageables par d'autres techniques. Les phénomènes d'eutrophisation, l'extension des peuplements d'algues intertidales, font l'objet d'approches par ces moyens dont les résultats sont très positifs. Ces techniques devraient être directement transférables aux milieux aquatiques continentaux tels que les lacs, les estuaires et les très grands cours d'eau.

Un autre domaine d'évolution rapide concerne l'éco-toxicologie. La mise au point de protocoles utilisables sur le terrain (gammars encagés, par exemple) permet déjà d'appréhender l'effet sur le biote des pollutions multiples, en particulier les cocktails de micropolluants organiques. Ces méthodes, basées sur la réponse d'organismes modèles, n'entrent pas directement dans le champ des bioindicateurs tels qu'ils sont considérés par la DCE, mais pourraient constituer une passerelle pertinente entre les approches hydrobiologiques et les suivis chimiques. L'évaluation des effets réels sur les peuplements exposés aux contaminations dans les milieux

aquatiques pourrait être plus réaliste, et les coûts diminués par rapport à des techniques d'analyse chimique basées sur l'analyse non ciblée, par exemple.

Enfin, le développement et l'amélioration des techniques de modélisation des réponses pression-impact, sur la base du retour d'expérience et des données accumulées dans les réseaux de surveillance, permettront une évaluation plus fine et robuste de l'état de masses d'eau non suivies par des sites de surveillance hydrobiologique et chimique. Lorsqu'elles seront performantes et validées, ces approches constitueront des alternatives potentielles à une surveillance systématique, pour un certain nombre de types de masses d'eau et de paramètres.

Une des évolutions formelles à court terme concerne la manière d'exprimer les résultats du classement. Actuellement, les bornes de classes fixes fournissent, pour chaque élément de qualité, un classement sans mention de l'incertitude associée. Or, cette notion revêt une importance réelle pour les gestionnaires, en apportant des éléments d'aide à la décision. De plus, avec le principe édicté par la DCE du *one out, all out*⁹, savoir si un élément déclassant l'est de beaucoup ou faiblement a

② DES LIMITES MÉTHODOLOGIQUES : LE CAS DES DÉPARTEMENTS D'OUTREMER ET DES TRÈS GRANDS COURS D'EAU

Pour certains types de masses d'eau, la méthodologie suivie pour le développement des indicateurs se heurte à certaines limites. Les départements d'outre-mer (DOM), particularité française, sont soumis aux mêmes obligations d'application de la directive que le territoire métropolitain excepté l'exercice d'inter-étalonnage en raison du caractère unique de ces territoires à l'échelle de l'Union européenne. D'ailleurs, la faune et la flore aquatique étant significativement différentes, les indicateurs doivent être développés de façon spécifique pour chacun des cinq DOM. Or ces territoires sont de petites tailles, avec des types de cours d'eau parfois peu biogènes, au moins pour les DOM insulaires. Les peuplements sont également souvent assez mal connus, par exemple pour la Guyane. De plus, les situations sont souvent très contrastées, entre des zones où les pressions anthropiques sont très faibles, d'autres, généralement littorales, où elles sont très fortes. Le gradient de pression est donc souvent décrit de manière déséquilibrée, tandis que le nombre et l'ancienneté des sites de suivis sont souvent insuffisants pour fournir toutes les données nécessaires à la construction d'indicateurs.

De même, les très grands cours d'eau de métropole constituent des systèmes écologiques naturellement plus complexes que les rivières de rang inférieur, mais avec un gradient de conditions (trophiques, en particulier) plus limité. Le principe méthodologique consistant à focaliser l'évaluation sur le chenal, sans tenir compte des milieux annexes ou des connectivités avec le lit majeur, restreint la vision des perturbations réelles que subissent ces hydrosystèmes. De plus, les difficultés et la complexité de l'échantillonnage rendent difficile l'obtention de résultats suffisamment sensibles et comparables avec ceux produits pour les autres types de cours d'eau. À l'heure actuelle, toutes les méthodes ne sont pas encore opérationnelles pour ces systèmes, ni en France ni dans les autres pays européens. De plus, ces grands cours d'eau subissent un impact anthropique généralisé souvent fort, de par la très vaste surface de territoire qu'ils drainent et les enjeux sociétaux et économiques concentrés sur les grands axes hydrographiques et les plaines alluviales.

9. *One out, all out* : ce principe de l'élément le plus déclassant est souvent jugé très sévère, car il déclassé mécaniquement les situations écologiquement particulières ou les sites sur lesquels le suivi est le plus complet. En effet, l'utilisation de quatre paramètres entraîne statistiquement plus de déclassement qu'une évaluation basée sur seulement deux paramètres. De même, il rend délicat pour les gestionnaires l'ajout d'éléments ou de méthodes nouvelles dans les programmes de surveillance, qui risquerait de minorer la qualité affichée sur certains sites.

► un intérêt évident. Des travaux d'analyse systémique des sources d'incertitudes méthodologiques ont été menés par Irstea¹⁰, concernant plusieurs méthodes en cours d'eau et en plans d'eau. Ils ont abouti à des modèles permettant d'exprimer les résultats d'un classement non plus en classe brute, mais en probabilité de se trouver dans chacune des cinq classes. L'opérateur dispose ainsi d'une aide précieuse dans son jugement. Ces modèles mettent également bien en évidence que l'incertitude augmente fortement en se rapprochant des limites de classes, ce qui est logique, mais aussi que l'incertitude est plus importante pour les classes « stratégiques » que sont le très bon état, le bon état et l'état moyen, comme le laissaient présager les modèles théoriques. Intégrer systématiquement les incertitudes dans les résultats de classement nécessitera toutefois une évolution dans la façon de percevoir l'évaluation, en considérant l'erreur qui peut être associée à chaque résultat. Il s'agit de se réapproprié une certaine culture du risque souvent oubliée dans les politiques et décisions publiques.

Le développement de nouveaux outils de diagnostic est également un besoin, en complément des méthodes d'évaluation. Si ces dernières méthodes ont été mises au point en priorité pour répondre à l'obligation d'état des lieux et de rapportage¹¹, établir des programmes de mesures pertinentes et bien ciblées requière des outils informatifs sur les sources de pressions explicatives d'un état évalué comme dégradé. Il s'agit d'une part d'adapter au mieux les suivis et les mesures mises en place pour la restauration de la qualité, d'autre part de mesurer précisément les effets positifs de ces mesures. Or, plusieurs méthodes d'évaluation ont été élaborées pour répondre à l'ensemble des pressions anthropiques en les agrégeant, mais sans quantifier l'impact de chaque pression. Par conséquent, elles ne fournissent pas d'indication directement opérationnelle. Pour les poissons en estuaire, la situation est intermédiaire car les métriques sélectionnées l'ont été en raison de leur réponse à un type de pression pouvant orienter sur les mesures à prendre sans pour autant identifier de façon précise la pression responsable de la dégradation. La démarche de construction des outils de diagnostic est significativement différente, l'objectif étant de renseigner pour chaque pression sa probabilité d'altérer les communautés biologiques. Ces probabilités d'altération permettent ensuite de cibler les actions sur la pression ayant l'incidence la plus probable. Pour le moment focalisés sur les cours d'eau, ces outils ont été développés pour les invertébrés benthiques dès 2016 (Usseglio-Polatera *et al.*, 2016) et plus récemment pour les diatomées et les poissons. Des travaux initiés en 2021 compléteront ce type d'approche sur les macrophytes pour disposer à terme d'un outil intégrant l'ensemble des éléments biologiques et disposer d'un support au diagnostic riche, complet et précis, utilisant la réponse différentielle des éléments biologiques aux pressions.

L'évolution de la méthodologie d'évaluation et la mise en œuvre de nouveaux types d'indicateurs nécessiteront de faire évoluer les prescriptions techniques de la DCE. Les nouvelles approches envisagées sortent en effet du cadre strict de l'inventaire taxinomique assorti des abondances. S'il est tout à fait possible à chaque État membre d'utiliser d'autres types de méthodes pour le diagnostic, pas forcément DCE-compatibles mais apportant une information précise au gestionnaire, les documents d'orientation et de rapportage à la Commission européenne doivent, quant à eux, être basés sur des indicateurs et des méthodes conformes aux prescriptions communautaires.

En conclusions...

Avec la mise en œuvre de la DCE, les prescriptions méthodologiques explicites ou implicites ont amené à définir de nouveaux concepts pour les bioindicateurs utilisables dans les systèmes d'évaluation de l'état écologique des masses d'eau. Ce questionnement a engagé les scientifiques vers des domaines d'investigation qui n'avaient encore pas fait l'objet de recherches ou de développements, car ils correspondent à une vision opérationnelle et parfois simpliste des fonctionnalités écologiques des milieux aquatiques. La notion de référence ou les seuils de classes, par exemple, ou encore l'inter-étalonnage des méthodes européennes, comportent aussi une dimension stratégique voire politique, et les jeux de données initialement disponibles pour l'exercice étaient parfois un peu minces pour pouvoir assurer une validité scientifique forte. Les méthodes développées depuis vingt ans (Argillier *et al.*, 2020) dans des délais relativement courts ont montré leur pertinence et leurs performances, dotant la France d'outils bien adaptés quoiqu'encore incomplets, et posant des questions nouvelles au monde scientifique. Même si ces questions nécessitent encore des travaux, elles ont d'ores et déjà permis des avancées indéniables dans les concepts de la bioindication en milieux aquatiques.

Avec une réflexion de fond sur l'ensemble des éléments constitutifs d'une méthode d'évaluation, que sont les protocoles d'échantillonnage, les indicateurs, les référentiels et les seuils de classes, cette notion d'indicateurs biologiques a trouvé sa pleine application dans la création d'outils pour la DCE, en même temps qu'une forte légitimation scientifique. Elle s'est inscrite dans un contexte d'application très pragmatique et de transfert sociétal direct. En effet, des relations claires existent entre les approches scientifiques et les actions de mise en œuvre aussi variées que l'appui à la rédaction des textes réglementaires, la formation des opérateurs, la normalisation des protocoles, le maintien des outils de calcul nationaux ou l'encadrement des démarches qualité pour l'acquisition des données. Les scientifiques se sont d'ailleurs impliqués très fortement dans ces actions de transfert, comme par exemple le programme inter-établissements Aquaref¹².

10. Devenu INRAE en 2020 suite à sa fusion avec l'INRA.

11. Bilan régulier de l'ensemble du processus à l'Europe

12. Aquaref : laboratoire national de référence pour la surveillance des milieux aquatiques. Consortium formé par INERIS, INRAE, BRGM, Ifremer, LNE (voir l'article de Chauvin *et al.*, pages 16-21 dans ce même numéro).

Cet acquis scientifique et technique important a également engendré la mise en place de réseaux de travail entre chercheurs, experts, institutions et acteurs opérationnels de la surveillance des milieux aquatiques. Ces synergies seront à préserver quel que soit l'avenir de la DCE après la fin du troisième cycle de gestion en 2027. Même si le contexte politique européen n'est pas toujours totalement favorable à un investissement lourd dans la préservation et la restauration des milieux aquatiques, la Commission européenne a clairement affirmé l'intérêt et l'utilité majeurs de la directive sur l'eau, et laissé entendre que la suite sera construite :

"Good water management is important for the planet, people and the economy [...] In sum: the Directives are fit for purpose, with some scope to improve"¹³ (European commission, 2019). ■

Les auteurs

Christian CHAUVIN et Mario LEPAGE

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

✉ christian.chauvin@inrae.fr

✉ mario.lepage@inrae.fr

Nicolas HETTE-TRONQUART

Office français de la biodiversité,
Direction de la recherche et de l'appui
scientifique, 12 cours Lumière,
F-94300 Vincennes, France.

✉ nicolas.hette-tronquart@ofb.gouv.fr

13. « Une bonne gestion de l'eau est importante pour la planète, les peuples et l'économie [...]. En bref, les directives sont adaptées à leur usage, avec quelques aspects à améliorer. ».

EN SAVOIR PLUS...

ARGILLIER, C., CHAUVIN, C., LEPAGE, M., LOGEZ, M., SOUCHON, Y., VILLENEUVE, B., 2020, *20 ans de recherche pour le développement des méthodes hydroécologiques en appui à la Directive-cadre européenne sur l'eau*, INRAE, 105 p., ✉ <https://hal.inrae.fr/hal-03080510/>

DELPECH, C., COURRAT, A., PASQUAUD, S., LOBRY, J., LE PAPE, O., NICOLAS, D., BOËT, P., GIRARDIN, M., LEPAGE, M., 2010, Development of a fish-based index to assess the ecological quality of transitional waters: The case of French estuaries, *Marine Pollution Bulletin*, n° 60, p. 908-918, ✉ <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00584047>

EUROPEAN COMMUNITIES, 2003, Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), Guidance Document n° 10, Rivers and Lakes – Typology, Reference Conditions and Classification Systems, Luxembourg, 94 p.

EUROPEAN COMMISSION, 2019, Fitness check of the Water Framework Directive, Groundwater Directive, Environmental Quality Standards Directive and Floods Directive, Brussels, 184 p.

GERHARDT, A., 2002, Bioindicator species and their use in biomonitoring, *Environmental monitoring*, 1, p. 77-123, ✉ <http://www.eolss.net/Sample-Chapters/C09/E6-38A-01-07.pdf>

KOLKWITZ, R., MARSSON, M., 1909, Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung, *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 2, p. 126-152, ✉ <https://doi.org/10.1002/iroh.19090020108>

MENGIN, N., BOUGON, N., CHANDESRIS, A., ORAISON, F., SOUCHON, Y., VALETTE, L., VILLENEUVE, B., 2009, Réseau de référence des eaux douces de surface – cours d'eau, Rapport Onema-Cemagref, 45 p., ✉ <https://hal.inrae.fr/hal-02593982>

MONDY, C.P., VILLENEUVE, B., ARCHAIMBAULT, 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*, n° 18, p. 452-467, ✉ <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.12.013>

USSEGLIO-POLATERA, P., LARRAS, F., COULAUD, R., 2016, Bioévaluation des cours d'eau peu profonds basée sur le compartiment des macroinvertébrés benthiques : I2M2 et outil diagnostique – Livret-guide, 54 p.

WASSON, J.-G., CHANDESRIS, A., PELLA, H., BLANC, L., 2002, Définition des hydroécorégions de France métropolitaine. Approche régionale de la typologie des eaux courantes et éléments pour la définition des peuplements de référence d'invertébrés, Cemagref, 70 p. + annexes, ✉ <https://hal.inrae.fr/hal-02580774>