



LES

Rencontres

DE L'ONEMA

Synthèse

Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques

Perspectives en vue du 2^e cycle
DCE – Eaux de surface continentales

SYNTHÈSE DES JOURNÉES « DCE ET BIOINDICATION »
DU SÉMINAIRE « MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT DES EAUX –
SITUATION ET PERSPECTIVES DANS LE CONTEXTE DE LA DIRECTIVE
CADRE SUR L'EAU », PARIS 19 ET 20 AVRIL 2011, COMPLÉTÉE DES
RÉFLEXIONS DU GROUPE DE TRAVAIL DCE-ESC DURANT L'ANNÉE 2012.

Yorick Reyjol, Vassilis Spyrtatos et Laurent Basilico

Bioindication : des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques

Perspectives en vue du 2^e cycle DCE – Eaux de surface continentales

*SYNTHÈSE DES JOURNÉES « DCE ET BIOINDICATION »
DU SÉMINAIRE « MÉTHODES D'ÉVALUATION DE L'ÉTAT DES EAUX –
SITUATION ET PERSPECTIVES DANS LE CONTEXTE DE LA DIRECTIVE
CADRE SUR L'EAU », PARIS 19 ET 20 AVRIL 2011, COMPLÉTÉE DES
RÉFLEXIONS DU GROUPE DE TRAVAIL DCE-ESC DURANT L'ANNÉE 2012.*

Yorick Reyjol (Onema, DAST),
Vassilis Spyratos (MEDDE, DEB) et Laurent Basilico (Journaliste)

Avec la contribution de :

Virginie Archaimbault, Christine Argillier, Vincent Bertrin,
Sébastien Boutry, Christian Chauvin, Olivier Delaigue, François Delmas,
Alain Dutartre, Muriel Gevrey, Christophe Laplace-Treyture, Maud Menay,
Soizic Morin, Didier Pont, Juliette Rosebery – Irstea
Philippe Usseglio-Polatera et Cédric Mondy – Université de Lorraine
Agnès Bouchez, Thierry Caquet, Frédéric Rimet et Marc Roucaute – INRA
Olivier Monnier – MNHN
Stéphane Stroffek – Agence de l'eau Rhône, Méditerranée et Corse
Brigitte Genin – DREAL Rhône-Alpes



© Alain Dutartre - Irstea

Le séminaire « Méthodes d'évaluation de l'état des eaux – Situation et perspectives dans le contexte de la DCE » a été organisé par l'Office national de l'eau et des milieux aquatiques (Onema) assisté par l'Office international de l'eau (Oieau). Il s'est tenu les 19 et 20 avril 2011, à Paris.

Le groupe de travail DCE - Eaux de surface continentales (DCE-ESC) est piloté par le Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie (MEDDE), avec l'appui de l'Onema.

Cette synthèse centrée sur les journées « DCE et bioindication » est consultable sur le site de l'Onema (www.onema.fr/rubrique/Publications). Elle est référencée sur le portail national « Les documents techniques sur l'eau » (www.documentation.eaufrance.fr).

Contacts

Yorick Reyjol
 Coordinateur de la mission
 « Bioindication et fonctionnement
 des écosystèmes aquatiques »
 Onema, DAST
yorick.reyjol@onema.fr

Avec l'adoption de la directive cadre sur l'eau (DCE) en 2000, les bioindicateurs ont été institués comme les véritables « juges de paix » de l'état écologique des masses d'eau : leur développement et leur mise en compatibilité avec le texte de la DCE a induit une mobilisation sans précédent de la communauté scientifique en hydrobiologie.

Alors que les outils et règles d'évaluation actuels de l'état des eaux s'appliquent pour le 1^{er} cycle de gestion de la DCE (2010-2015), l'année 2011 a vu l'aboutissement de nombreux travaux de recherche visant à améliorer les outils existants et à les rendre pleinement DCE-compatibles en vue du 2^e cycle de gestion (2016-2021). C'est dans ce contexte que se sont réunis à Paris les 19 et 20 avril 2011 plus de 200 scientifiques et gestionnaires des milieux aquatiques, afin de faire un point sur l'avancement du développement de ces méthodes pour la France métropolitaine.

Cet ouvrage constitue une synthèse des contributions scientifiques apportées à cette occasion et des discussions qui en ont découlé durant l'année 2012 au sein du groupe de travail DCE - Eaux de surface continentales (DCE-ESC). Après un rappel des principes de la bioindication et des concepts régissant son utilisation dans le contexte de la DCE (chapitre 1), il propose un tour d'horizon actualisé des éléments présentés lors de ce séminaire, pour les cours d'eau (chapitre 2) et les plans d'eau (chapitre 3).

Sommaire

I – Bioindication et DCE : éléments de contexte

1.1 – La bioindication, un outil privilégié pour l'évaluation de l'état écologique des milieux.	8
1.2 – La bioindication à l'heure de la DCE	10
1.3 – Développement d'une méthode de bioindication « DCE-compatible » : les principales étapes	16

II – Bioindicateurs pour les cours d'eau

2.1 – Phytobenthos : vingt ans de travaux sur les diatomées aboutissent à l'IBD2007.	24
2.2 – Phytoplancton en grands cours d'eau : le début d'un développement	26
2.3 – Macrophytes : l'IBMR rendu DCE-compatible	26
2.4 – Macroinvertébrés benthiques : de l'IBGN à l'I ₂ M ₂	29
2.5 – Poissons : l'IPR+ plus performant que l'IPR	34

III– Bioindicateurs pour les plans d'eau

3.1 – Phytoplancton : l'IPLAC.	42
3.2 – Phytobenthos : vers une adaptation de l'IBD2007	44
3.3 – Macrophytes : l'IBML	44
3.4 – Macroinvertébrés benthiques : l'IMAIL.	46
3.5 – Poissons : l'IIL.	47

Perspectives à moyen terme : vers le développement d'indicateurs de fonctionnement et d'outils « diagnostics »	50
--	----

Références	52
----------------------	----



Les activités humaines exercent des pressions se traduisant par des impacts multiples sur les milieux aquatiques. En Europe, le développement de l'industrie depuis la seconde moitié du 19^e siècle et de l'agriculture intensive depuis la seconde moitié du 20^e ont entraîné, et entraînent encore, le rejet d'un grand nombre de molécules toxiques. Cette **pollution chimique** s'est intensifiée en parallèle à une anthropisation croissante des territoires provoquant de nombreuses modifications des milieux aquatiques : chenalisation, artificialisation des berges, altération des régimes hydrologiques naturels, exploitation de granulats, drainage des terres et des zones humides. Ces **altérations hydromorphologiques** ont profondément transformé certains habitats, fragilisant le continuum fluvial et, au final, altérant le fonctionnement global des écosystèmes dans leurs différentes dimensions : longitudinale, latérale et verticale.

Régis par des interactions complexes et souvent mal connues, les impacts de ces cumuls de pressions ne peuvent pas être étudiés sur la seule base de la connaissance de la composition chimique des eaux : **le meilleur reflet de l'état de santé d'un milieu est fourni par les caractéristiques biologiques des communautés qui y vivent.** Pour être efficacement exploitées dans une optique de bioindication, les caractéristiques de ces communautés doivent être analysées en termes **d'écart à un état de référence** : celui d'un milieu équivalent, mais exempt de pressions anthropiques ou soumis à des pressions de très faible intensité. **Telle est l'idée fondatrice du concept de bioindication, dans le contexte de la DCE.**

1.1 – La bioindication, un outil privilégié pour l'évaluation de l'état écologique des milieux

Les méthodes de bioindication ont fait leur apparition dans la littérature scientifique européenne dès le début du 20^e siècle avec la parution, en Allemagne, d'une série d'articles consacrés à l'étude de la qualité de l'eau en relation avec les rejets urbains par la méthode dite des « **saprobies** » (Kolkwitz et Marsson 1908, 1909), basée sur la description des exigences écologiques des espèces vis-à-vis de la **pollution organique**.

En France, le véritable essor de la bioindication a eu lieu dans les années 70, avec la mise au point du premier indice basé sur les macroinvertébrés benthiques (l'indice biotique IB, Verneaux et Tuffery 1967, qui a abouti à l'indice de qualité biolo-

gique global (IQBG) en 1976, puis à l'indice biologique global (IBG) en 1985. Cet indice a ensuite été normalisé en 1992 sous le vocable d'indice biologique global normalisé (IBGN). Au développement de cet indice, qui a connu un succès considérable pour déterminer l'**état de santé « général »** d'un milieu, a succédé dans les années 80 la mise au point d'indices basés sur les communautés végétales. Ces travaux ont donné naissance à l'indice de polluo-sensibilité spécifique (IPS ; Coste 1982) puis à l'indice biologique diatomées (IBD ; Lenoir et Coste 1996, Coste *et al.* 2009) ainsi qu'à l'indice GIS (Haury *et al.* 1996) puis à l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR ; Haury *et al.* 2006).

Larve d'invertébré benthique (Perlidae) indicatrice d'un milieu en bon état écologique.



Un **bioindicateur** peut se définir comme une espèce ou un groupe d'espèces végétales ou animales dont les caractéristiques observées (occurrence, abondance, biomasse, caractéristiques ou « traits » biologiques) fournissent une indication sur le niveau de dégradation du milieu.

Concernant les plans d'eau, un outil d'évaluation multicritères a vu le jour au même moment, dénommé « **Diagnose rapide des plans d'eau** », et prenant en compte des indices biologiques basés sur les mollusques, les oligochètes et le phyto-plancton (Barbe *et al.* 1990, 2003).

Au niveau international, les années 80 ont vu l'avènement de la **notion d'intégrité biotique** et le développement des premiers outils de bioindication dits « multimétriques » (c'est-à-dire basés sur plusieurs caractéristiques taxonomiques ou fonctionnelles d'un compartiment biologique considérées simultanément). Ce type d'approche a été proposé en premier lieu par Karr (1981) et Karr *et al.* (1986) pour les communautés de poissons de cours d'eau nord-américains. Ces travaux fondateurs ont donné lieu au développement d'un premier indice multimétrique pour les poissons en France, l'indice poissons rivière (IPR ;

Une **métrique de bioindication** est une grandeur calculée qui décrit certains aspects de la structure, de la fonction ou de tout autre caractéristique des assemblages biologiques et qui change de valeur en réponse à une modification de l'impact des activités humaines.

Oberdorff *et al.* 2001, 2002). L'application d'indices multimétriques s'est progressivement étendue à d'autres organismes biologiques, notamment les invertébrés benthiques, et ils sont progressivement devenus des outils majeurs de la biosurveillance des milieux aquatiques dans différents pays européens ainsi qu'aux Etats-Unis.

La nécessité mise en avant par la DCE d'évaluer l'état écologique du milieu **dans une perspective intégrée**, c'est-à-dire reflétant l'ensemble des impacts biologiques liés aux pressions pesant sur le milieu,

Truite commune (*Salmo trutta*), espèce indicatrice de bonne qualité écologique des milieux aquatiques.



conduit de plus en plus souvent au développement d'indices dits multimétriques. Les outils de bioindication en général et les outils multimétriques en particulier ont l'avantage d'opérer une **triple intégration** : intégration de la variabilité naturelle du milieu dans **l'espace**, intégration de la variabilité naturelle du milieu dans **le temps**, intégration de l'impact des **différentes pressions anthropiques**.

En dehors de la diagnose rapide des plans d'eau proposée par Barbe *et al.* (1990), les outils de bioindication développés en France depuis les

années 70 ont concerné essentiellement les cours d'eau. Les exigences récentes de la DCE concernant l'évaluation de l'état écologique de l'ensemble des masses d'eau (*water bodies*) ont conduit depuis quelques années à la mise en œuvre de travaux pour l'ensemble des catégories de masses d'eau superficielles.

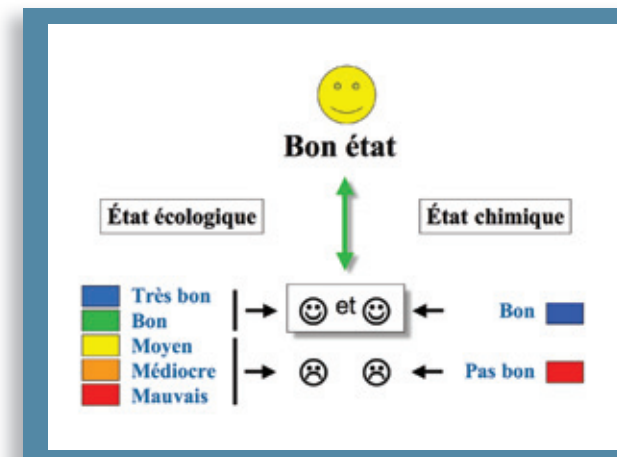
Les différentes **catégories de masses d'eau superficielles** sont les cours d'eau, les plans d'eau, les eaux de transition (estuaires et lagunes) et les eaux côtières.

1.2 – La bioindication à l'heure de la DCE

Directive donnant un cadre à la politique de l'eau à l'échelle européenne, la DCE a fixé des objectifs ambitieux pour la préservation et la restauration de l'état des eaux superficielles et souterraines. Elle a pour objectif **l'atteinte d'ici 2015 du « bon état » de l'ensemble des masses d'eau**, pour la métropole comme pour les départements d'outre-mer. Des dérogations argumentées peuvent cependant être demandées, sachant que les masses d'eau doivent nécessairement atteindre un état au moins « bon » en 2027, à la fin du 3^e cycle DCE des bassins hydrographiques.

Pour les eaux superficielles, cet objectif n'est atteint qu'à la double condition de justifier d'un **bon état chimique** et d'un **bon état écologique** (Figure 1). L'état des eaux souterraines est quant à lui évalué en référence à leur état **chimique** et **quantitatif**. Dans le cas des masses d'eau fortement modifiées (MEFM, par ex. les cours d'eau chenalés, les retenues) et des masses d'eau artificielles (MEA, par ex. les lacs artificiel, les canaux), l'objectif requis n'est pas l'atteinte du bon état écologique, mais du « **bon potentiel écologique** », tenant compte des contraintes techniques obligatoires

Figure 1. Principe de l'évaluation du bon état d'une masse d'eau superficielle selon la DCE. Dans le cas des masses d'eau fortement modifiées (MEFM) et des masses d'eau artificielles (MEA), l'objectif requis n'est pas l'atteinte du « bon état écologique », mais du « bon potentiel écologique », qui se décline en quatre classes d'état (Bon – Moyen – Médiocre – Mauvais), la notion de Très bon état n'étant pas pertinente.



(CTO) liées au maintien des usages à l'origine de la désignation en MEA ou MEFM.

La DCE impose aux États membres des exigences radicalement nouvelles en termes de prise en compte des différents compartiments biologiques et de fiabilité à atteindre dans l'évaluation de l'état écologique. L'annexe V de la directive demande

en particulier aux États membres de mettre au point, **pour chaque catégorie de masses d'eau superficielles**, un outil de bioindication **pour chacun des éléments de qualité biologiques (EQB) listés dans le tableau 1**. Ces exigences se sont traduites par un effort sans précédent pour le développement de méthodes de bioindication. Pour les organismes de recherche

Tableau 1. Éléments de qualité biologiques (EQB) requis par la DCE pour l'évaluation de l'état écologique des différentes catégories de masses d'eau superficielles (eaux continentales : cours d'eau et plans d'eau ; eaux littorales : eaux de transition (estuaires, lagunes) et eaux côtières). Source : annexe V de la DCE.

	Eaux continentales		Eaux littorales	
	Cours d'eau	Plans d'eau	Transition	Eaux côtières
Phytoplancton	X	X	X	X
Macrophytes & phytobenthos	X	X		
Macroalgues & Angiospermes			X	X
Invertébrés benthiques	X	X	X	X
Poissons	X	X	X	

chargés de la mise au point de ces méthodes d'évaluation, l'enjeu est double : il s'agit bien sûr de construire, *ex nihilo* ou sur la base de méthodes préexistantes, **des outils de bioindication pertinents** au plan scientifique et adaptés à une mise en œuvre à grande échelle, mais aussi d'assurer la **compatibilité de ces méthodes** avec le cadre précis imposé par la DCE (conditions normatives de l'annexe V et exercice d'inter-étalonnage ou intercalibration).

Ratios de qualité écologique, conditions normatives et règle de l'élément déclassant

Pour chacun des EQB de chaque catégorie de masse d'eau, les indices de bioindication mis au point doivent pouvoir être exprimés en « **ratios de qualité écologique** » (**EQR** ou **Ecological Quality Ratios**) permettant de rendre compte d'un **écart à la référence**. Ceci peut par exemple être réalisé en calculant le rapport entre la valeur prise par l'indice sur un site donné et la médiane de l'indice calculée sur des sites dits « de référence ». Il revient ensuite aux différents États membres de fixer, pour chaque indice, des limites de classes d'état exprimées en EQR. L'établissement de ces seuils doit en outre respecter les conditions normatives définies par la DCE (Annexe V) pour

le classement d'une masse d'eau dans une classe d'état donnée. Par exemple, un cours d'eau peut être classé en **très bon état** au titre de la faune benthique invertébrée si et seulement si « la composition et l'abondance taxonomiques (de cette communauté biologique) correspondent **totale**ment ou **presque totale**ment aux conditions non perturbées ». Il peut être considéré en **bon état** si l'on y observe seulement de « **légères modifications** dans la composition et l'abondance des taxons d'invertébrés ».

L'évaluation de l'état écologique d'une masse d'eau s'effectue ensuite selon le **principe de l'élément déclassant (one out, all out)** : pour que la masse d'eau soit classée en bon (ou très bon) état écologique, il faut que chacun des EQB donne lui-même une évaluation bonne (ou très bonne) de l'état. Cette condition est par ailleurs nécessaire mais pas suffisante : la DCE indique également des éléments de qualité pour un ensemble de **paramètres physico-chimiques soutenant la biologie** (température, acidification, bilan oxygène, nutriments, etc.), également soumis au principe de l'élément déclassant. Des **paramètres hydromorphologiques en soutien à la biologie** sont également à prendre en compte, mais seulement pour l'évaluation du **très bon état** écologique.

Vers la prise en compte de nouveaux indicateurs ?

Rythmé par les cycles de gestion de la directive, le défi scientifique que constitue le développement des méthodes de bioindication pour l'évaluation de l'état des eaux s'inscrit dans un calendrier précis. Alors que les règles d'évaluation fixées par l'arrêté du 25 janvier 2010 s'appliquent pour le premier cycle (2010-2015), la préparation du 2^e cycle DCE (2016-2021) exige en parallèle l'évolution des méthodes : il s'agit d'intégrer les résultats issus du second cycle d'intercalibration et d'améliorer la pertinence et la « DCE-compatibilité » des méthodes de bioindication au regard des connaissances nouvellement acquises, notamment des **relations entre pressions anthropiques et état écologique**. L'enjeu de la connaissance des relations entre pressions et état est **considérable**. Il doit permettre d'engager des investissements mieux ciblés et de restaurer les milieux de manière **plus efficace** (augmenter la probabilité d'effets sur le milieu) et **plus efficiente** (optimiser les investissements).

Dans cette perspective, la fin de l'année 2011 a constitué une échéance clé : à cette date, de nombreux indicateurs en voie de finalisation sur le plan scientifique ont été présentés aux gestionnaires de l'eau et des

milieux aquatiques. D'ici la fin de l'année 2013, l'examen des seuils de classes pour ces indicateurs, ainsi que pour les éléments de soutien à la biologie, eu égard à la connaissance des pressions s'exerçant sur les masses d'eau, permettront de décider des modalités de prise en compte de ces nouveaux indicateurs dans le cadre des futures règles d'évaluation.

Intercalibration : des résultats d'évaluation comparables entre États membres

Les méthodes de bioindication proposées par les États membres pour l'évaluation DCE doivent respecter l'ensemble des conditions de « DCE-compatibilité » (conditions normatives de l'annexe V, relations statistiquement significatives entre pressions et état, calcul d'un écart à la référence par type, etc.), mais aussi être **dotées de seuils d'état suffisamment proches pour fournir une information comparable entre États membres** (Figure 2 page suivante).

Les exigences associées au processus d'intercalibration sont telles que la borne supérieure de la classe de bon (et très bon) état pour chaque pays ne doit pas être supérieure d'un quart de classe à la moyenne (ou médiane) calculée pour les diffé-

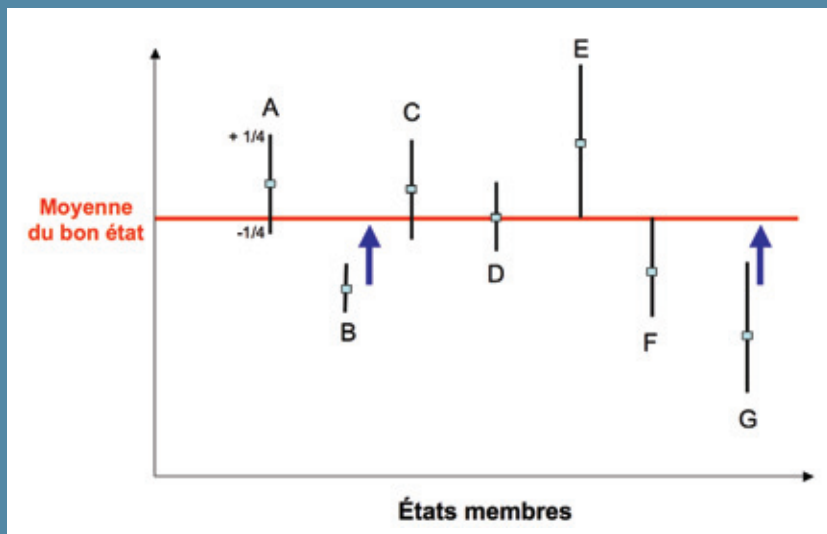


Figure 2.

Principes de l'intercalibration européenne.

Les différents États membres d'un « groupe d'intercalibration géographique » (GIG) donné sont symbolisés par les lettres A à G. Les carrés bleus représentent la valeur de limite de classe de bon état pour un EQB donné (ex : poissons) et les barres verticales correspondent à l'intervalle de confiance (plus ou moins un quart de classe) de chacune de ces limites.

Source : Didier Pont, Irstea, séminaire « Evaluation », avril 2011.

rents États membres. Si celle-ci est au-dessous de la moyenne, l'état membre doit obligatoirement modifier ses seuils de classes (son indice de bioindication est trop laxiste par rapport aux autres pays ; cas ici de B et de G). Si elle est au-dessus de la moyenne définie au niveau européen (son indice est plus sévère que la moyenne), l'état membre est libre de modifier ou non ses seuils de classe correspondants. L'exercice d'intercalibration doit être réalisé

parallèlement pour les seuils de bon état et de très bon état, **l'objectif de non dégradation s'appliquant aux masses d'eau en très bon état comme aux masses d'eau en bon état.**

Pour veiller au respect de cette double condition, la commission européenne a organisé au cours des 10 dernières années un nombre considérable de réunions regroupant les équipes scientifiques travaillant

sur les différents EQB de chacune des catégories de masses d'eau (ex : poissons en rivières, invertébrés en lacs, etc.). Ces équipes scientifiques se sont rencontrées au sein de **groupes d'intercalibration géographiques (GIG)**, qui correspondent à de grandes régions biogéographiques européennes regroupant des ensembles faunistiques et floristiques relativement homogènes. Compte tenu de sa situation géographique, la France est concernée par trois de ces groupes : **les GIG central-baltique, alpin et méditerranéen**. Le 2^e round de l'intercalibration s'est achevé à la fin de l'année 2011, et a permis de disposer de seuils intercalibrés pour l'ensemble des méthodes actuellement disponibles pour les cours d'eau (IBD2007, IBMR, IBGN, IPR). Au cours du premier round d'intercalibration, seuls l'IBD2007 et l'IBGN avaient pu bénéficier de seuils intercalibrés.

Pour un indicateur donné, une fois les valeurs-seuils fixées et les classes d'état établies, la procédure statistique d'intercalibration comprend **deux conditions majeures de faisabilité (feasability checks)** : la première s'assure d'un niveau suffisant de réponse de l'indicateur aux pressions anthropiques ; la seconde s'assure de l'harmonisation de la définition des conditions de référence et des limites de classes d'état entre États membres.

Confiance et précision : de nouveaux besoins de R&D et de transfert

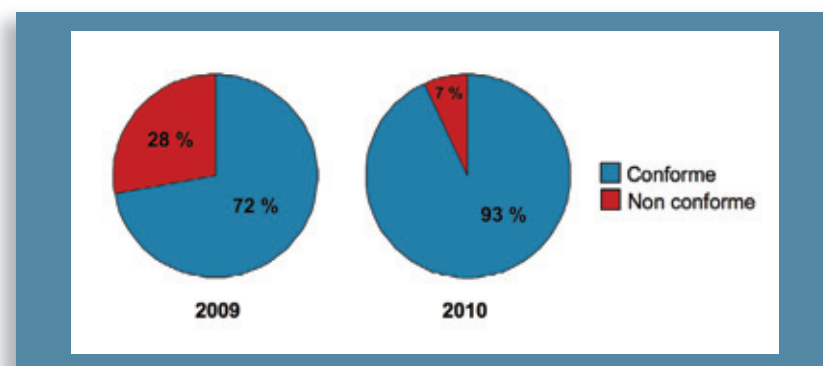
La DCE comporte également un volet « confiance et précision », qui demande aux États membres d'attribuer un **niveau de confiance de l'évaluation de l'état écologique**, afin de limiter les risques de mauvais classement. Celui-ci doit être attribué pour chaque masse d'eau, tous éléments de qualité confondus, selon trois classes (bon, moyen, mauvais). En France, l'approche actuelle repose largement sur **l'expertise** et s'appuie sur la cohérence des résultats d'évaluation obtenus entre les données « pressions » et les données « milieux » (biologie et physico-chimie soutenant la biologie). Un ensemble d'actions R&D s'avère maintenant indispensable pour approfondir cette analyse. Dans ce contexte, le **biais inter-opérateurs** est un facteur majeur d'incertitude. Sa réduction mobilise déjà des équipes pour **le développement de normes et de guides de bonnes pratiques, la mise en place de formations ainsi que celle de la démarche qualité en hydrobiologie.**

Une étude consacrée au biais inter-opérateurs pour le protocole de prélèvement des invertébrés benthiques (Archaimbault *et al.* 2012), a par exemple permis la mise en évidence de difficultés particulières quant à la

réalisation de certains prélèvements, et l'adaptation en conséquence de la formation dédiée à l'usage de ce protocole (Figure 3). Une étude parallèle réalisée sur les diatomées (Roussel *et al.* 2010) tend également à mettre en évidence un biais inter-opérateurs et confirme la nécessité de poursuivre et de **développer l'effort de formation dans les années à venir**. Les autres

axes de travail concernent à l'heure actuelle la prise en compte des incertitudes statistiques liées à la phase de modélisation mise en œuvre pour le développement de certaines méthodes, ainsi que celle de la variabilité naturelle des communautés liée aux fluctuations saisonnières et inter-annuelles.

Figure 3. Pourcentage de conformité des plans d'échantillonnage réalisés par les opérateurs par rapport aux exigences de la norme d'application du protocole I₂M₂ avant (2009) et après (2010) la mise en place d'une formation spécifique.
Source : V. Archambault *et al.* (2012), rapport technique Irstea.



1.3 – Développement d'une méthode de bioindication « DCE-compatible » : les principales étapes

La nécessité d'une évaluation écologique de plus en plus robuste et l'obligation réglementaire de l'inter-calibration entre les différents Etats membres a nécessité la **standardisation de plus en plus forte des procédures de développement des méthodes de bioindication**.

Même si de nombreuses variations existent entre les méthodes utilisées à travers l'Europe (près de 200 méthodes ont été recensées pour les cours d'eau et les plans d'eau ; Birk *et al.* 2012), **certaines étapes cruciales s'avèrent récurrentes**.



Prélèvement d'un échantillon de macroinvertébrés benthiques.

La DCE fait de la normalisation un enjeu majeur. A l'échelle nationale, une méthode normalisée, c'est-à-dire décrite précisément par des documents de référence, est compréhensible et utilisable par tous les acteurs de manière homogène et partagée. Elle est par ailleurs bien plus aisée à promouvoir sur la scène européenne.

Ces documents de référence concernent d'une part les protocoles d'échantillonnage *in situ*, et d'autre part le traitement des prélèvements en laboratoire pour obtenir des données biologiques brutes. Elles peuvent plus rarement concerner l'outil de bioindication en tant que tel (exemple de la norme concernant l'indice poissons rivière ou IPR).

En France, une politique de normalisation volontariste a été mise en place et conditionne les travaux de la commission T95F « Qualité écologique des milieux aquatiques » de l'AFNOR. Cette commission rassemble des représentants du Ministère en charge du développement durable, des DREAL, de l'Onema, des agences de l'eau, des organismes de recherche, ainsi que des laboratoires issus du domaine privé. Les travaux réalisés au sein de la T95F ont permis de doter, en quelques années, une part significative des protocoles développés pour la DCE de normes françaises, de guides d'application et de référentiels de bonnes pratiques. Ces documents homologués par l'AFNOR constituent autant d'outils pour promouvoir les travaux français en vue de la définition des normes européennes par le **comité européen de normalisation (CEN)**, auquel la France participe.

La mise en place d'un réseau d'échantillonnage

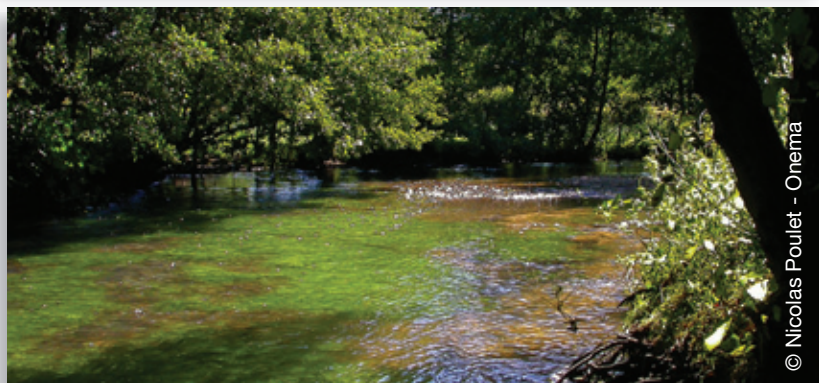
Le développement d'un outil de bioindication nécessite en premier lieu la **mise en place d'un réseau de sites d'échantillonnage**, c'est-à-dire d'un ensemble de stations représentatives des milieux dont on souhaite évaluer l'état écologique. Pour mettre en œuvre des analyses statistiques appropriées, il convient de choisir autant que faire se peut un panel de

sites affectés par différents types de pressions anthropiques (chimiques, hydromorphologiques), à différents niveaux d'intensité (on parle de gradient d'intensité de pression), et situés dans des contextes géographiques variés. La DCE requiert en outre la **définition d'une typologie de masses d'eau** pour chaque catégorie de masses d'eau, et impose la déclinaison de conditions de référence pour chacun des types définis.

Illustrations de différents types de cours d'eau.



© Nicolas Poulet - Onema



© Nicolas Poulet - Onema

La définition de conditions de référence

La deuxième étape correspond à la **définition de conditions de référence** caractéristiques des sites **non perturbés ou très faiblement perturbés** par des pressions anthropiques, regroupés sous la dénomination de « sites de référence ». Lorsque de tels sites ne sont pas disponibles, on peut, sous certaines conditions, avoir recours à des procédures de modélisation appuyées par du dire d'expert pour définir ces conditions de référence. Celles-ci doivent être définies **par type de masses d'eau**, suivant la typologie utilisée. Dans le cas des cours d'eau, un réseau de sites de référence a été mis en place au cours des dernières années (Mengin *et al.* 2010) suite aux travaux réalisés par le pôle Onema-Irstea de Lyon. Ce réseau a vocation à être suivi chaque année pour l'ensemble des éléments de qualité biologique, et **permettra d'actualiser les conditions de référence** au début de chaque nouveau cycle DCE. Il permettra également de mettre en évidence la dérive des peuplements du fait du réchauffement climatique en cours (migration des espèces d'eau froide vers les régions les plus apicales des bassins versants).



© Christine Argillier - Irstea

Exemple de plan d'eau de référence.

La collecte de données biotiques, abiotiques et de pression

Une fois les sites d'échantillonnage et les sites de référence identifiés, trois types de données doivent être collectés pour permettre le développement d'une méthode de bioindication. Elles concernent d'une part **les caractéristiques environnementales** en termes d'habitat disponible et de physico-chimie générale du milieu (profondeur, vitesse d'écoulement de l'eau, turbidité, type de substrat, température, concentration en oxygène, etc.), d'autre part **les communautés biologiques présentes** (occurrence des espèces, abondance, biomasse, etc.), et enfin **les différentes pressions anthropiques s'exerçant sur le milieu**, ainsi que leurs intensités respectives (occupation du sol, degré de chenalisation, présence de barrages, concentration en nutriments et en micropolluants, etc.). L'exploitation statistique de ces données et la mise au point d'outils de bioindication robustes exigent l'utilisation de protocoles standardisés de collecte et de saisie, harmonisés à l'échelle du réseau d'échantillonnage.

L'étude des relations pressions/état

L'étape suivante, **essentielle** car c'est elle qui détermine fortement la sensibilité et la robustesse de la méthode, concerne **l'étude des liens entre pressions anthropiques et état écologique**. Ces relations pressions/état, classiquement représentées sous forme de régressions linéaires – intensité de la pression en abscisse et valeur de la métrique testée en ordonnée – conditionnent le choix des métriques constitutives du futur indice : la préférence se portera en effet **sur les métriques les plus sensibles à une pression donnée** (Figure 4). Afin d'assurer la DCE-compatibilité de l'indice, les métriques retenues doivent en outre suivre les prescriptions données en annexe V de la DCE.

L'agrégation des métriques

Il reste alors à finaliser l'indice en construisant les règles d'agrégation des métriques retenues et à s'assurer que l'indice obtenu réponde également de manière satisfaisante aux pressions. L'outil de bioindication ainsi obtenu doit enfin être testé sur des bases de données autres que celles qui ont servi à son élaboration ; c'est ce qu'on appelle la **phase de validation de l'indice**. ■

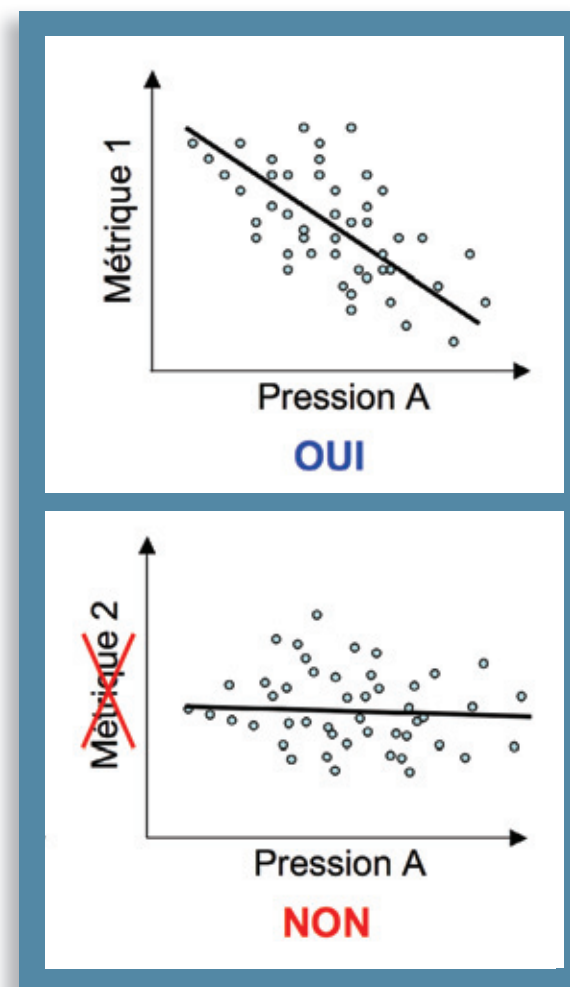


Figure 4. Illustrations des liens statistiques entre pressions anthropiques et métriques de bioindication. Dans cet exemple, la métrique 1 serait susceptible d'être intégrée à un outil de bioindication, ce qui n'est pas le cas de la métrique 2. C'est en multipliant le nombre de métriques testées vis-à-vis de différentes pressions que l'on peut développer des outils de bioindication dits « multi-métriques ». A titre d'exemple, plusieurs centaines de métriques potentielles ont été testées pour le développement de l'IPR+ et de l'I₂M₂. Source : Y. Reyjol, séminaire Evaluation, avril 2011.



Avec plus de 270 000 km de ruisseaux, de rivières et de fleuves, et une diversité naturelle au niveau géologique et climatique, les cours d'eau français sont riches d'une grande diversité de milieux naturels, impactés par un large panel de pressions anthropiques.

Les efforts entrepris de longue date pour la surveillance de la qualité de leurs eaux se sont traduits dès les années 80 par le développement de méthodes de bioindication basées sur les diatomées et les macroinvertébrés benthiques.

Chargé par le Ministère en charge du développement durable de la mise en compatibilité DCE des méthodes existantes pour les eaux douces, et dans certains cas du développement de nouvelles méthodes, Irstea joue en France un rôle moteur dans ce nouvel essor de la bioindication.

Cette partie dresse un état des lieux des travaux entrepris pour les cours d'eau, pour chaque élément de qualité biologique.

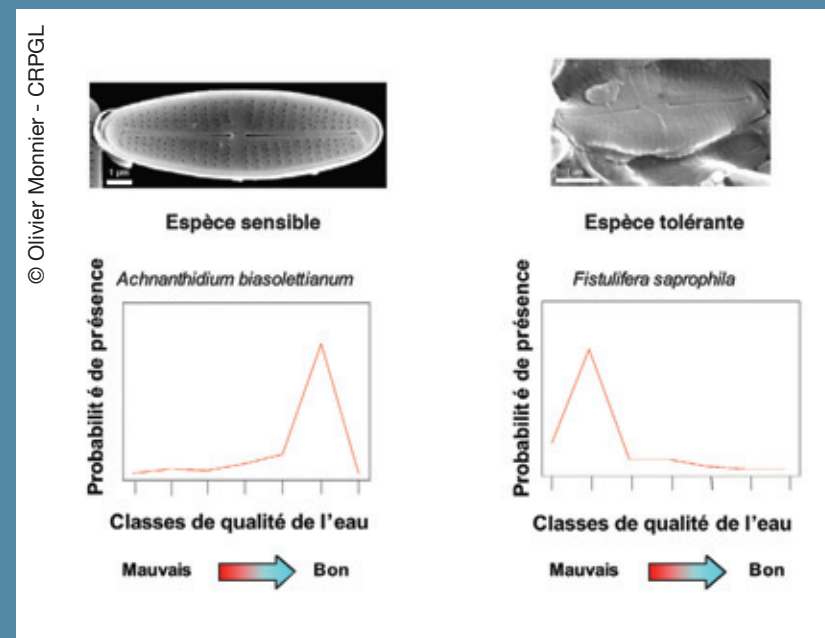
2.1 – Phytobenthos : vingt ans de travaux sur les diatomées aboutissent à l'IBD2007

Le développement de méthodes de bioindication basées sur les communautés de diatomées benthiques a fait l'objet d'efforts importants depuis plus de 30 ans. Ces recherches, **qui ont inspiré de nombreux travaux en Europe**, ont abouti en France à la mise au point successive de l'indice de polluo-sensibilité spécifique (IPS), de l'indice diatomique générique (IDG) et de l'indice biologique diatomées (IBD puis IBD2007). Basée sur une étude inter-agences de l'eau organisée de 1994 à 1996, notamment dans l'optique de disposer d'une méthode plus simple que l'IPS qui requiert l'identification de tous les taxons, la mise au point de l'IBD s'est appuyée sur plus de 1 300 inventaires biologiques reliés à 14 paramètres physico-chimiques, permettant l'établissement de profils écologiques pour plus de 200 taxons (Figure 5). L'IBD est officiellement né en 2000 sous forme d'une norme AFNOR (NF T90-354), accompagnée d'outils de calcul spécifiques tels que Tax'IBD et Omnidia v3.

En février 2003, à l'initiative du **Groupe d'Intérêt Scientifique « Diatomées des eaux continentales »**, une enquête a été proposée à une quarantaine d'utilisateurs du logiciel Omnidia afin de mettre en évidence les points faibles et les dif-

ficultés de mise en œuvre de l'IBD. Les principaux problèmes recensés concernaient l'applicabilité de l'IBD aux milieux acides et saumâtres, la difficulté de détermination de certains taxons, et les profils de sensibilité/tolérance à la pollution de certaines espèces (*Nitzschia paleacea*, *Eolimna minima*, etc.). Un travail d'amélioration de l'indice initial a donc été réalisé à partir de 2004 dans le but de mettre en place une nouvelle version tenant compte de ces difficultés. Ainsi, la base de données biologiques et physico-chimiques servant à la mise au point de l'indice a été enrichie, les sept classes de qualité de l'eau sur lesquelles se basent les profils écologiques des taxons redéfinies, les profils revus en conséquence, la notion de taxons appariés supprimée et le nombre d'espèces prises en compte dans le calcul de l'indice augmenté. **Ces améliorations ont permis le développement d'une nouvelle version de l'IBD (Coste et al. 2009)**, normalisée NF T90-354 en 2007. Par rapport à son prédécesseur, l'IBD2007 s'appuie sur un nombre très supérieur de taxons (plus de 800) et environ deux fois plus de relevés, dont une partie couvre des régions et bassins peu documentés dans la version précédente.

Figure 5. Profils écologiques pour une espèce sensible (*Achnanthyrium biasolettianum*) et pour une espèce tolérante (*Fistulifera saprophila*).
Source : J. Rosebery, séminaire « Evaluation », avril 2011.



Classiquement, les diatomées en général et l'IBD2007 en particulier sont utilisés pour l'évaluation de la **dégradation de la qualité physico-chimique générale de l'eau** (en particulier vis-à-vis des teneurs en matière organique et des concentrations en nutriments). En parallèle à ces travaux, des programmes de recherche sont en cours au sein d'Irstea et de l'INRA afin d'identifier

des métriques spécifiques basées sur les traits biologiques (formes de vie, guildes écologiques) répondant à des **contaminations par des métaux et des pesticides**. Ces travaux pourraient permettre, à terme, de disposer d'un **indice diatomées multimétrique** sensible à la fois à la physico-chimie générale de l'eau et à des pollutions chimiques plus spécifiques.

2.2 – Phytoplancton en grands cours d'eau : le début d'un développement

Le phytoplancton, bien que requis pour les cours d'eau en général, n'est pertinent que pour les grands cours d'eau et les canaux. Le développement d'une méthode d'évaluation d'état écologique pour ces types de milieux a débuté en 2009. Il a commencé par une **standardisation de l'échantillonnage** et, en 2010, par la diffusion d'un protocole commun au sein du réseau d'acteurs DCE (Laplace-Treytore *et al.* 2010). Des données exploitables et comparables à l'échelle nationale ont ainsi été obtenues depuis 2011. D'autres données, dites « historiques », antérieures au protocole standardisé, ont également été recueillies pour faire l'objet d'une analyse permettant de déterminer celles susceptibles d'être valorisées. Une base de données na-

tionale (Phytobase) permettant d'organiser ces données afin de pouvoir centraliser l'information et faciliter leur traitement a été créée en 2011.

Compte tenu de la répartition géographique des données, de l'absence de données sur le réseau de référence, du manque de répliquats d'opérations de contrôle et du manque de données environnementales et de physico-chimie (dont les teneurs en chlorophylle) associées aux listes floristiques disponibles, il a été considéré comme prématuré de commencer le développement d'un indice phytoplancton pour les grands cours d'eau et les canaux. **Celui-ci est envisagé dans l'optique du 3^e cycle DCE (2022-2027).**

2.3 – Macrophytes : l'IBMR rendu DCE-compatible

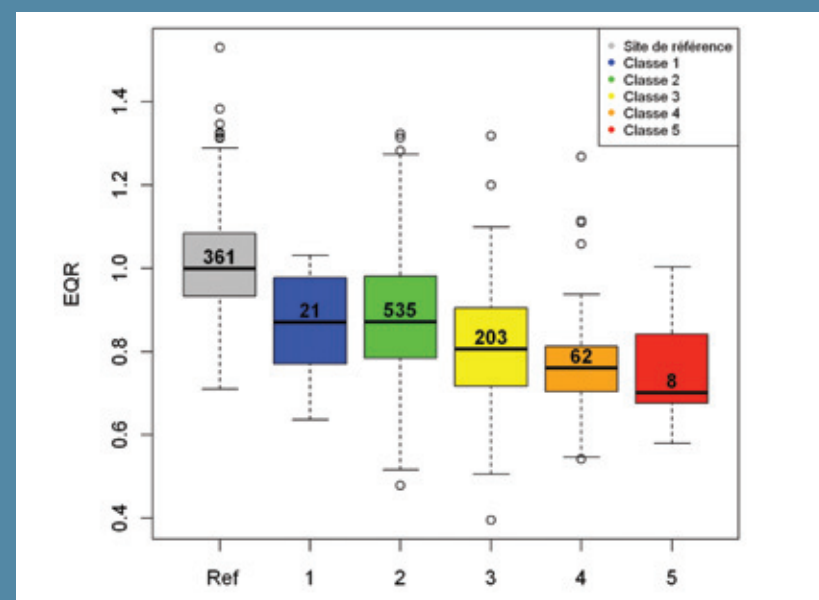
Normalisé en 2003 sous la référence NF T90-395, l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) est issu des travaux coordonnés par J. Haury (INRA) dans le cadre du GIS « Macrophytes des eaux continentales », sur la base des travaux menés en Grande-Bretagne et en Allemagne à partir des années 70. Afin de définir les conditions de développement de méthodes comparables en France,

les indices anglo-saxons ont été testés sur le territoire métropolitain au début des années 90. Les résultats de ces tests et l'expérience acquise par les équipes françaises ont permis de proposer en 1996 un outil reposant sur la base d'un relevé de la végétation aquatique et supra-aquatique : **l'indice GIS, précurseur de l'IBMR (Haury *et al.* 1996).**

L'IBMR bénéficie d'un protocole stabilisé, permettant un relevé exhaustif (AFNOR 2003). Il prend en compte plus de 200 taxons et intègre des données qualitatives (cotes spécifiques de niveau de trophie, coefficients de sténoécie informant sur l'amplitude écologique des espèces), pondérées par des coefficients d'abondance. La philosophie générale de mise au point de cet indice est assez

proche de celle suivie dans le cadre du développement de l'IBD2007. Comme l'IBD2007, l'IBMR montre une sensibilité particulière à la **dégradation de la qualité physico-chimique générale** (niveau trophique global du milieu et concentration en nutriments, Figure 6). Comme pour l'IBD2007, on peut considérer que l'IBMR est un outil de bioindication **monométrique**.

Figure 6. Boîtes à moustaches (*boxplots*) représentant la distribution des valeurs de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR) exprimé en ratio de qualité écologique (EQR), en fonction des classes d'état physico-chimique général. La boîte représente les valeurs de l'indice comprise entre les 1^{er} et 3^e quartiles de la distribution. Les moustaches représentent l'étendue de la distribution des valeurs d'indice, hors valeurs extrêmes (*outliers*). La ligne noire horizontale représente la médiane de chaque distribution. Les points noirs représentent les outliers. Source : C. Chauvin *et al.* (2011), séminaire « Evaluation », avril 2011.



Des travaux sont d'ailleurs en cours actuellement afin de mettre en évidence des métriques complémentaires sensibles aux **pressions hydromorphologiques** (chenalisation, artificialisation des berges) dans l'optique du troisième plan de gestion DCE.

Le principal développement aboutissant à la mise en compatibilité de l'IBMR avec les préconisations de la DCE a consisté à définir les **valeurs de référence** de cet indice pour les différents types de cours d'eau du réseau hydrographique métropolitain. L'identification de huit biotypes regroupant les peuplements macro-

phytiques observés dans les cours d'eau français a été réalisée par analyse de l'ensemble des résultats acquis sur les sites du réseau national de référence. Le rattachement typologique de tous les types de cours d'eau à ces biotypes a posé les bases du calcul d'un EQR pour toutes les mesures réalisées sur cet élément biologique en France métropolitaine. Complétée par la définition de bornes de classes sur cette échelle exprimée en EQR, **cette approche permet maintenant de disposer d'une méthode pleinement DCE-compatible** pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau par les peuplements macrophytiques.

Portion de cours d'eau en bon état physico-chimique (A) et soumise à une forte eutrophisation (B).

Ces différences dans l'état des cours d'eau peuvent être mises en évidence de manière particulièrement robuste par les indices de bioindication basés sur les communautés végétales (IBD, IBMR).



2.4 – Macroinvertébrés benthiques : de l'IBGN à l'I₂M₂

Parmi les différents compartiments biologiques pris en compte par la DCE, **les macroinvertébrés benthiques bénéficient d'une longue histoire en matière d'outils de bioindication**. En effet, depuis les premiers essais d'utilisation des invertébrés dans l'identification des pollutions organiques au début du 20^e siècle (méthode des saprobies de Kolkwitz et Marsson 1908, 1909a,b), ces organismes sont devenus le maillon biologique le plus couramment utilisé au niveau international pour l'évaluation de l'état écologique des milieux aquatiques. En France, l'indice biologique global normalisé (IBGN), fait suite à une succession d'indices : IB, IQBG et IQBP, IBG. L'IBGN détermine l'état écologique d'un système à partir de deux informations : le groupe faunistique indicateur, qui évalue le niveau maximum de polluo-sensibilité globale (c.-à-d. tous types de pression confondus) des taxons présents en effectif significatif au sein de l'assemblage faunistique local, et la classe de variété taxonomique qui renseigne sur le niveau de richesse du peuplement d'invertébrés.

L'IBGN : un outil historique souffrant de certaines limites

L'IBGN présente un certain nombre de limites vis-à-vis des prescriptions de la DCE. Parmi celles-ci, on peut notamment citer :

- **l'absence de prise en compte explicite de l'abondance et de la diversité** des taxons ainsi que de l'abondance relative des taxons sensibles par rapport aux taxons résistants (prescription de l'annexe V de la DCE) ;
- **l'absence de prise en compte explicite de la typologie** des cours d'eau dans la construction de l'indice ;
- **l'absence de calcul d'écart à un état dit de référence, véritable pierre angulaire de la DCE.**

Outre ces limites principales, l'IBGN présente une **faible sensibilité à certaines catégories de pression anthropique** (notamment les pressions hydromorphologiques). Enfin, il s'appuie sur un protocole d'échantillonnage dont la philosophie (à savoir évaluer les capacités dites « biogènes » d'une station) est très différente de celle adoptée par la plupart des méthodes européennes actuelles de types AQEM, qui vise d'avantage à obtenir une image moyenne du peuplement d'une station, ce qui est

d'avantage en accord avec la philosophie générale de la DCE.

L'I₂M₂ un indicateur robuste et sensible aux différentes pressions anthropiques

Partant de ce constat, un nouvel indice a donc été élaboré au cours des dernières années au sein de l'université de Lorraine, l'**indice invertébrés multi-métrique (I₂M₂)**. Le calcul de cet indice repose d'une part sur la mise en œuvre d'un protocole d'échantillonnage basé sur la réalisation de trois « bocaux » de prélèvements (B1, B2 et B3) réunissant chacun quatre prélèvements unitaires, et d'autre part sur un protocole de traitement des échantillons prélevés (normes XP T90-333 et XP T90-388). L'I₂M₂ dans sa version actuelle est composée de **cinq métriques** basées sur des caractéristiques taxonomiques ou fonctionnelles des communautés de macroinvertébrés :

- l'**indice de diversité de Shannon-Weaver** ;
- la **valeur de l'ASPT** (*Average Score Per Taxon* ; Armitage et al. 1983) ;
- la **fréquence relative des espèces polyvoltines** (c. à d. à plusieurs générations successives au cours d'une même année) ;
- la **fréquence relative des espèces ovovivipares** ;
- la **richesse taxonomique** (compte tenu des niveaux d'identification

définis par la norme XP T90-388).

Par comparaison avec l'IBGN, la mise au point de l'I₂M₂ permet notamment :

- la prise en compte de 10 catégories de pression en relation avec la **qualité physico-chimique de l'eau** : matière organique, matières azotées (hors nitrates), nitrates, matières phosphorées, matières en suspension, acidification, métaux, pesticides, HAP, micropolluants organiques ;
- la prise en compte de sept catégories de pression en relation avec la **qualité de l'hydromorphologie et l'utilisation de l'espace** (voies de communication dans le lit mineur, ripisylve, intensité d'urbanisation, risque de colmatage, etc.) ;

- l'**expression des métriques en EQR**, afin de permettre (i) la prise en compte de la typologie et (ii) une comparaison directe des valeurs de métriques pour tous les cours d'eau relevant du protocole normalisé sur l'ensemble du territoire métropolitain ;
- la **prise en compte de plusieurs échelles de calcul** pour les métriques candidates à l'intégration dans l'I₂M₂ (B1, B2, B3, B1+B2, B2+B3 et B1+B2+B3) ;

- la **sélection des métriques les plus pertinentes à l'intégration dans l'indice**, notamment sur la base de (i) leur caractère généraliste (réponse significative à au moins sept des 10 catégories de pression liées à la qualité de l'eau et à au moins à cinq des sept catégories

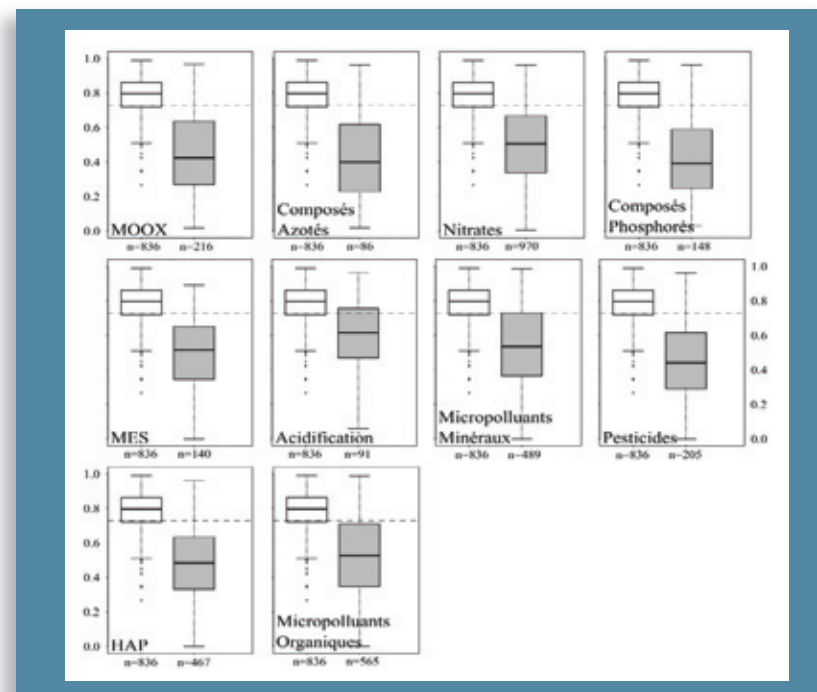
de pression liées à l'hydromorphologie ou au type d'occupation de l'espace), (ii) leur efficacité de discrimination des peuplements soumis à perturbation, (iii) leur stabilité en conditions de référence et (iv) leur non redondance au sein de la sélection finale de métriques.

Au final, l'**indice I₂M₂ apparaît comme beaucoup plus sensible que l'IBGN** aux perturbations an-

thropiques et présente une efficacité de discrimination des situations perturbées beaucoup plus importante (Figures 7 et 8). Intégré à de nouvelles règles d'évaluation de l'état des eaux, il devrait notamment permettre d'engager des **investissements mieux ciblés** et de restaurer les milieux de manière **plus efficace** (augmenter la probabilité d'effets sur le milieu) et **plus efficiente** (optimiser les investissements).

Figure 7. Boîtes à moustaches représentant la distribution des valeurs prises par l'indice invertébrés multimétrique I₂M₂ sur les sites en bon état (boîtes blanches) et perturbés (boîtes grises) pour 10 types de pressions physico-chimiques. Voir la légende de la Figure 6 pour la définition d'une boîte à moustache.

Source : C. Mondy et P. Usseglio-Polatera (2011), rapport technique Université de Lorraine.



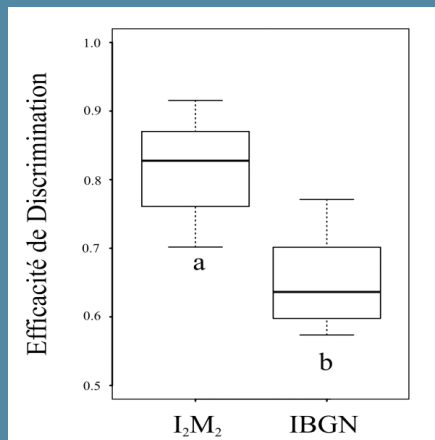


Figure 8. Boîtes à moustaches représentant l'efficacité de discrimination des situations perturbées par rapport aux situations de référence pour l'indice invertébrés multimétrique I_2M_2 par rapport à l'IBGN. Voir la Figure 6 pour la définition d'une boîte à moustache. Source : C. Mondy et P. Usseglio-Polatera (2011).

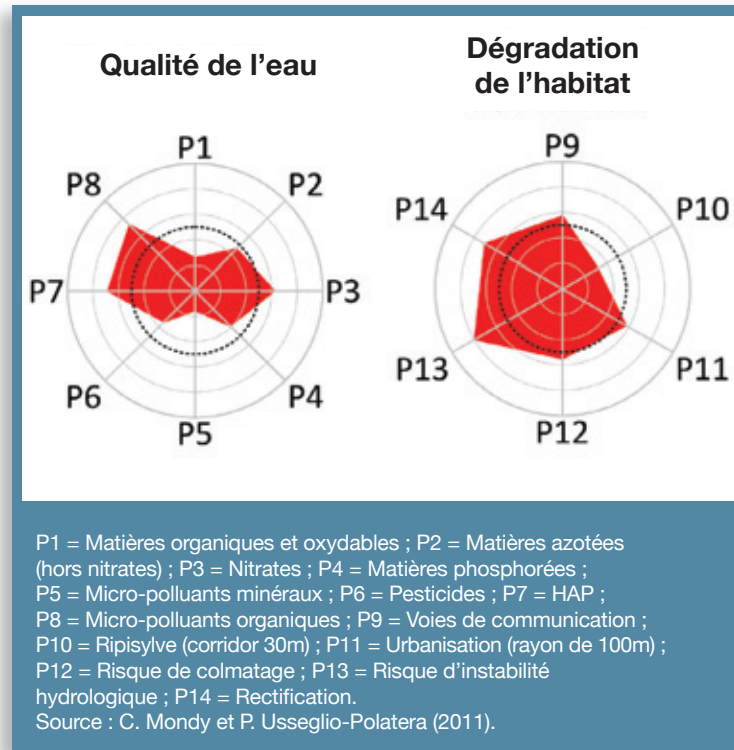
Vers le développement d'un outil de diagnostic complémentaire à l' I_2M_2

Le choix méthodologique ayant permis la mise au point de l' I_2M_2 justifie le développement parallèle d'un **outil de diagnostic** permettant une identification plus précise des pressions anthropiques à l'origine des altérations de la qualité écologique détectées par l' I_2M_2 . Cet outil se base sur l'analyse des modifications des traits biologiques sélectionnés et des stratégies écologiques utilisées par les communautés d'invertébrés benthiques en réponse aux caractéristiques de leur environnement. Concrètement, cet outil de diagnostic permet de calculer, d'après les fréquences d'apparition de certaines caractéristiques biologiques ou d'après les fréquences d'utilisation de certaines stratégies écologiques au sein des communautés

benthiques, les **probabilités** qu'une masse d'eau donnée, représentée par le « point de prélèvement » échantillonné, soit affectée par chacun des quatorze types de pressions pris en compte pour le développement de l'indice I_2M_2 (Figure 9 ci-contre).

Il est important de noter toutefois que la pertinence d'un diagnostic ne peut être cantonnée au seul point de prélèvement biologique ; en effet, un diagnostic, pour être complet, doit reposer sur une analyse faite à différentes échelles spatiales (bassin, corridor, tronçon, site). Le futur n'est donc pas uniquement à l'amélioration intrinsèque de la faculté de diagnostic des indices, mais également à des **plateformes permettant de contextualiser les sites de prélèvements dans les réseaux** au regard des différentes pressions (chimiques, hydromorphologiques) renseignées.

Figure 9. Illustration des résultats obtenus par application de l'outil de diagnostic associé à l'indice invertébrés multimétrique I_2M_2 sur un site du réseau de contrôle et de surveillance (RCS). Le diagramme radar de gauche illustre les probabilités pour le site d'être affecté par des pressions relatives à la chimie de l'eau, eu égard aux caractéristiques biologiques des espèces présentes. Le diagramme de droite illustre la probabilité pour le site d'être affecté par des pressions de type « dégradation de l'habitat ». Plus la probabilité d'atteinte est élevée, plus l'aire représentée en rouge s'étend vers l'extérieur du diagramme (cas de P3, P7 et P8 sur le diagramme de gauche. Le cercle pointillé représente une probabilité d'impact égale à 0,5.



En parallèle aux travaux menés pour le développement de l' I_2M_2 , des recherches sont actuellement menées par l'INRA (T. Caquet, INRA, séminaire évaluation 2011) afin de mettre au point des **métriques répondant spécifiquement à la pression de type « pesticides »**. Cette approche repose notamment sur une application de la méthode **SPEAR (SPECies At Risk)**, initialement développée par une équipe allemande (Liess *et al.*, UFZ, Leipzig ; Liess et von der Ohe, 2005) pour le compartiment des macroinvertébrés benthiques, et sur le calcul d'indices de **diversité fonctionnelle**. Dans le cas de la méthode SPEAR, les taxons sont classés en deux catégories (*at risk - not at risk*) selon un ensemble de traits biologiques et écologiques et leur sensibilité aux pesticides. Diverses métriques sont ensuite calculées (nombre de groupes classés SPEAR, abondance relative des individus classés SPEAR, etc.). Les indices de diversité fonctionnelle sont calculés à partir des données d'abondance de différents groupes taxonomiques caractérisés par divers traits biologiques et écologiques. Les premiers travaux se sont appuyés sur des études menées sur trois cours d'eau pour lesquels des données de pression pesticide ont été acquises en parallèle. L'étude des relations entre pression toxique d'une part (estimée sous la forme d'unités toxiques calculées à partir des données de concentration en pesticides et de valeurs toxiques de référence issues des bases de données Agritox et Footprint), et diverses métriques SPEAR ou indices de diversité fonctionnelle d'autre part, donne des résultats encourageants qui doivent être encore confirmés. **Des outils de ce type devraient être utilisables à terme pour l'évaluation DCE, en complément de l' I_2M_2 dans des contextes de pressions toxiques spécifiques.**

2.5 – Poissons : l'IPR+ plus performant que l'IPR

Développé entre 1998 et 2002 (Oberdorff *et al.* 2001, 2002) et utilisé lors du 1^{er} cycle DCE, l'indice poissons rivières ou IPR a été le **premier outil multimétrique français** construit par rapport à des relations pressions/état prenant en compte des sites dits de référence et des sites perturbés. Malgré ceci, et dans la perspective du 2^e cycle DCE, il est apparu nécessaire de le faire évoluer pour combler certaines lacunes connues, notamment ses difficultés d'application dans les cours d'eau à faible richesse spécifique (typiquement « **zone à truite** » de la typologie de Huet). Il s'agissait également de

remédier à sa sensibilité relativement limitée aux pressions hydromorphologiques, et à l'absence de prise en compte de la taille des individus dans les métriques retenues (prescription de l'annexe V de la DCE).

Un développement impossible sans les délégations inter-régionales et services départementaux de l'Onema

Démarré en 2008, le développement du nouvel indice, l'IPR+, a bénéficié de nombreuses données collectées par les services territoriaux de l'Onema,

Echantillonnage par pêche électrique.



© Rodolphe Parisot, Onema.

au travers de plus de **7 500 opérations d'échantillonnage**. Chaque site de pêche a été très précisément décrit en termes **d'environnement naturel** (température, précipitations, caractéristiques hydromorphologiques, etc.), **de pressions chimiques et hydromorphologiques** (concentrations en nutriments, en toxiques, degré de chenalisation, d'artificialisation des berges, de fragmentation du milieu, etc.) et de **faune piscicole**, avec une prise en compte des tailles individuelles des poissons. Au plan méthodologique, ces apports ont été bonifiés par les acquis liés aux projets européens FAME et EFI+ : optimisation de techniques statistiques, développement de métriques fonctionnelles et de métriques basées sur les classes de taille, etc. (Pont *et al.* 2006, 2007).

Le principe de l'IPR+

Le principe de l'indicateur IPR+ est de comparer la structure fonctionnelle de la biocénose observée avec la structure fonctionnelle attendue en l'absence de perturbation d'origine anthropique. Cette dernière est obtenue par modélisation à partir de la description des conditions physiographiques (pente, bassin versant drainé, etc.) et climatiques (température et précipitations sur le bassin versant). Plus de **200 métriques** ont été testées pour

le développement de l'IPR+. Celles-ci ont tout d'abord été modélisées en fonction de facteurs environnementaux peu ou pas influencés par les perturbations anthropiques, ce qui a permis une première sélection de métriques potentielles sur la base de la qualité des modèles. Ces métriques ont ensuite été triées en fonction de leur **sensibilité aux pressions par type de cours d'eau** selon la typologie de Huet (zones à truite, ombre, barbeau et brème). La sensibilité a été examinée pour chacune des pressions considérées comme importantes (qualité de l'eau, modifications hydrologiques, altérations morphologiques), ceci afin de capturer l'ensemble des réponses des peuplements aux différentes altérations et dans les différents types de cours d'eau. Au final, **11 métriques** ont été retenues pour le calcul de l'IPR+ :

- l'abondance relative des juvéniles de truites (zones à truite et ombre) ;
- l'abondance relative des espèces oxyphiles ;
- l'abondance relative des espèces habitat-intolérantes ;
- l'abondance relative des espèces à habitat de reproduction lotique ;
- la richesse absolue des espèces à tolérance générale ;
- la richesse absolue des espèces sténothermes ;
- la richesse absolue des espèces à habitat de reproduction lentique ;
- la richesse absolue des espèces omnivores ;

- la richesse relative des espèces à intolérance générale ;
- la richesse relative des espèces oxyphiles ;
- la richesse relative des espèces limnophiles.

Les différentes métriques retenues présentent, pour plusieurs d'entre elles, une sensibilité uniquement à certaines pressions et ce pour un type de cours d'eau donné. **Il est donc nécessaire, pour un site donné, de ne retenir que les métriques présentant les plus fortes déviations par rapport à la valeur prédite en l'absence de perturbation** afin d'assurer une bonne sensibilité à l'ensemble des types de perturbation. Cette sélection

est intégrée au calcul de l'IPR+, qui est donc *in fine* constitué des **six métriques les plus discriminantes** parmi les 11 initiales.

Par comparaison à l'IPR, la mise au point de l'IPR+ permet notamment :

- la **sélection des métriques les plus sensibles à différents gradients de pressions**, notamment hydromorphologiques (Figure 10). Ceci a été rendu possible par l'utilisation d'un grand nombre de sites couvrant l'ensemble du territoire national et pour lesquels les principales pressions ont été décrites de manière précise en recoupant plusieurs sources d'information ;

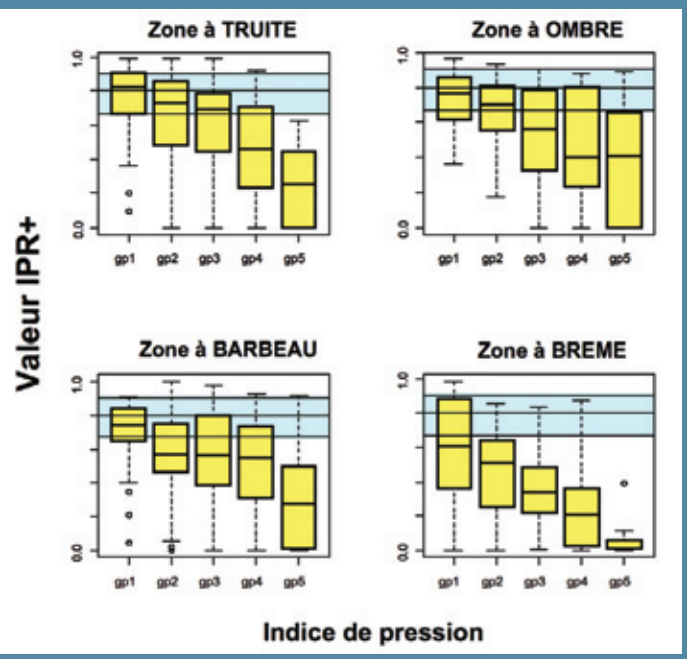


Figure 10. Boîtes à moustaches représentant la distribution des valeurs prises par le nouvel indice poissons rivière (IPR+) pour différents groupes de sites caractérisés par une intensité globale de pression croissante. La zone bleue correspond au très bon état. Voir la Figure 6 pour la définition d'une boîte à moustache. Source : D. Pont, séminaire « Evaluation », avril 2011).

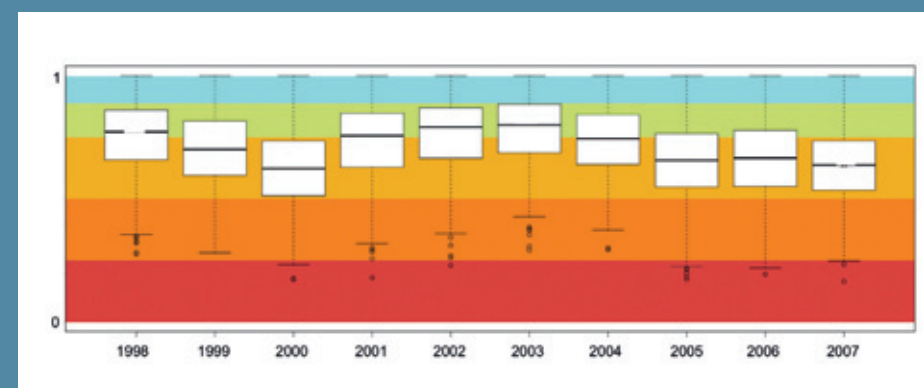
- le recours à des méthodes statistiques permettant l'emploi de métriques basées sur des abondances et/ou des richesses relatives en complément des richesses absolues, **d'où une meilleure robustesse des modèles vis-à-vis de la variabilité liée aux opérations d'échantillonnage** ;
- l'incorporation d'une métrique basée sur la taille afin de bénéficier d'une **meilleure sensibilité de l'indice dans les cours d'eau à faible richesse spécifique (zone à truite)**.

Vers une évaluation des incertitudes de l'évaluation

La DCE comporte également un volet « confiance et précision », qui demande notamment aux Etats membres d'attribuer un **niveau de confiance de l'évaluation de l'état**

écologique, afin de limiter les risques de mauvais classement. Celui-ci doit être attribué pour chaque masse d'eau, tous éléments de qualité confondus, selon trois classes (bon, moyen, mauvais). L'IPR+ associée à la note obtenue une évaluation de l'incertitude ainsi que la **probabilité d'appartenance du site considéré à chacune des cinq classes de qualité écologique**. Ceci a pour vocation de permettre à l'utilisateur d'associer un niveau de qualité à chaque évaluation, notamment afin de prendre en compte la variabilité temporelle de l'évaluation (Figure 11). En outre, l'IPR+ prenant en compte les conditions climatiques pour prédire l'état considéré comme l'état de référence, il sera possible d'évaluer la dérive de cet état de référence dans un contexte de changement climatique.

Figure 11. Boîtes à moustaches représentant la distribution des valeurs prises par le nouvel indice poissons rivière (IPR+) pour différentes années d'échantillonnage. Les cinq classes écologiques sont représentées par les cinq couleurs usuelles. Voir la Figure 6 pour la définition d'une boîte à moustache. Source : D. Pont *et al.* (2011).



La prise en compte de la continuité écologique : la métrique grands migrateurs

En parallèle du développement de l'IPR+, les équipes d'Irstea (J. Belliard) développent une **métrique visant à décrire les altérations de la connectivité à l'échelle des bas-**

sins versants. Cette métrique, basée sur les grands migrateurs (saumon, aloses, lamproies...), compare les présences historiques et actuelles des espèces sur les sites d'étude ; une compilation et un géo-référencement des données historiques disponibles ont été nécessaires à cet effet. Cette métrique « grands migrateurs »

L'évaluation de l'état écologique dans les très grands cours d'eau (TGCE)

se heurte à trois limites principales, valables pour l'ensemble des éléments biologiques :

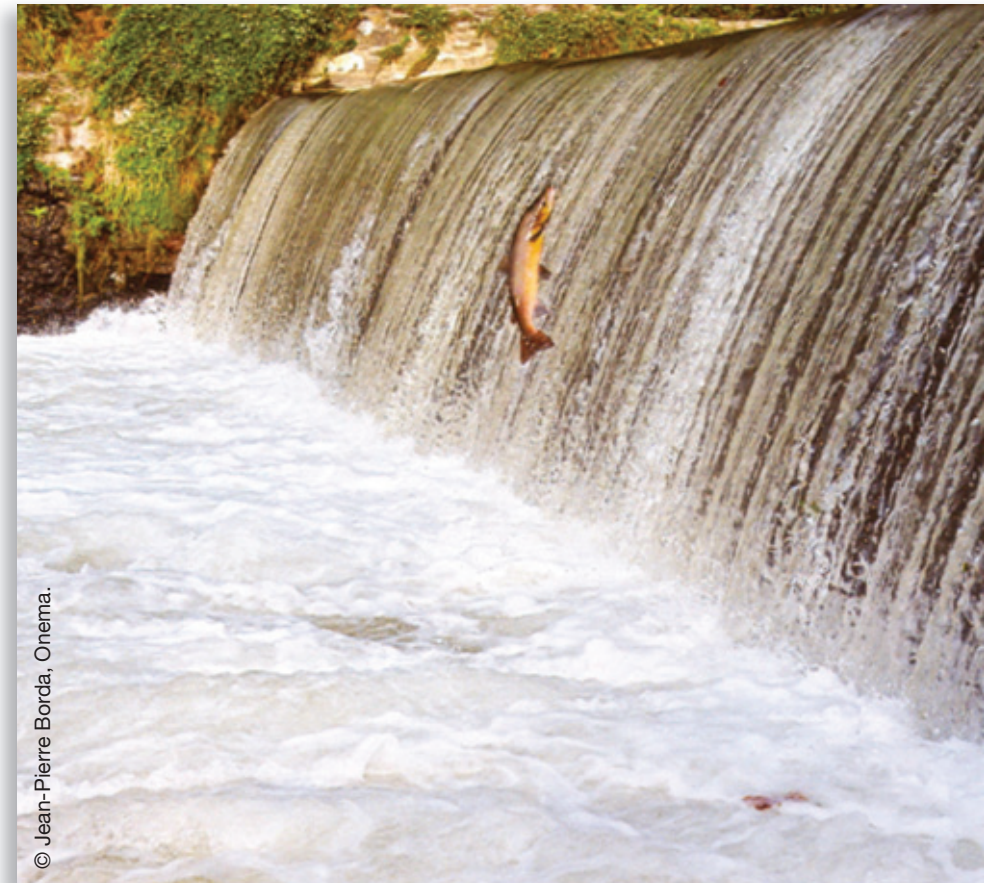
- il n'existe plus aucun système de type « Très grand cours d'eau » qui puisse être considéré comme un système clairement de référence en France métropolitaine, ce qui limite considérablement la mise au point de grilles de qualité fiables. Dans ce contexte général, c'est probablement l'évaluation des TGCE sur plaine alluviale et bénéficiant naturellement des milieux péri-fluviaux qui pose le plus problème. En effet, **l'absence de sites de référence** est surtout liée à la très grande rareté de sites où les connexions latérales avec les milieux péri-fluviaux sont encore présentes ;
- le faible nombre de TGCE disponibles au niveau national limite fortement la mise au point de modèles statistiques robustes, et ce d'autant plus que les connaissances disponibles actuellement donnent à penser que chaque grand fleuve est un cas particulier différant sur le plan du fonctionnement propre (**caractère idiosyncratique** de ce type de milieux) ;
- les difficultés d'application des protocoles d'échantillonnage dans les TGCE par rapport aux zones situées plus en amont affectent la reproductibilité des protocoles mis en œuvre, limitent la qualité des données disponibles et impactent ainsi négativement la qualité des évaluations qui peuvent être faites.

Ainsi, l'évaluation de l'état écologique dans les TGCE souffre aujourd'hui d'un manque de protocoles aisément reproductibles, de méthodes de bioindication spécifiques et de grilles indicielles adaptées permettant une évaluation robuste de l'état. De plus, la grande majorité (près de 80%) des TGCE sont aujourd'hui classés en tant que **masses d'eau fortement modifiées (MEFM)**, complexifiant encore un peu plus leur évaluation. Le chantier TGCE s'annonce donc comme un enjeu prioritaire pour les prochaines années, en lien avec l'évaluation des pressions hydromorphologiques.

permettra de donner des éléments de diagnostic importants concernant **l'impact de la fragmentation des cours d'eau** par des ouvrages transversaux (seuils, digues, barrages). Les poissons migrateurs sont en effet à ce jour le seul élément de qualité biologique susceptible d'apporter un niveau d'information suffi-

sant concernant ce type d'altération du milieu, du fait de leur grande mobilité inhérente à la réalisation de leur cycle biologique. ■

Tentative de franchissement d'un obstacle à la continuité écologique par un saumon atlantique (*Salmo salar*).



© Jean-Pierre Borda, Onema.



Bien moins importants en nombre que les cours d'eau, les plans d'eau français – lacs naturels et retenues artificielles – n'en constituent pas moins un enjeu majeur notamment sur le plan socio-économique, et sont soumis aux mêmes obligations réglementaires vis-à-vis de la DCE, ainsi qu'aux mêmes objectifs environnementaux. Il y a seulement quelques années, peu d'indicateurs étaient disponibles pour les plans d'eau, qu'ils soient naturels ou artificiels. Les rares méthodes existantes n'étaient pas compatibles avec les exigences de la directive : c'est le cas par exemple de l'indice mollusques (IMOL) et de l'indice oligochètes de bioindication lacustre (IOBL) et donc plus largement de la Diagnose rapide des plans d'eau (Barbe *et al.* 2003). En effet, ces méthodes ne prennent pas en compte l'ensemble de la communauté biologique concernée, tel que requis par la DCE, et souffrent d'une absence de connaissance statistique robuste des relations entre pressions anthropiques et état écologique.

Ce constat général a motivé la création, en janvier 2010, du pôle Onema-Irstea d'Aix en Provence, dédié à l'hydroécologie des plans d'eau. En très peu de temps, et malgré des données historiques relativement limitées au niveau national, ce pôle de recherche, en s'appuyant sur l'équipe CARMA d'Irstea Bordeaux pour ce qui est des végétaux aquatiques, a réalisé un travail considérable : à la fin de l'année 2011, les premières versions de bioindicateurs DCE-compatibles étaient disponibles pour la plupart des EQB listés par la directive.

3.1 – Phytoplancton : l'IPLAC

Basé sur la mesure de la biomasse chlorophyllienne et des abondances relatives des groupes phytoplanctoniques, le premier indice phytoplanctonique (ITP) pour les plans d'eau a été doté d'un protocole normalisé dès 1990 (Barbe *et al.* 1990). Il a été révisé, sous le nom d'indice planctonique (IPL), dans le cadre du protocole de diagnose rapide des plans d'eau. Basé sur une métrique unique, sans connaissance solide des relations pressions/état, cet

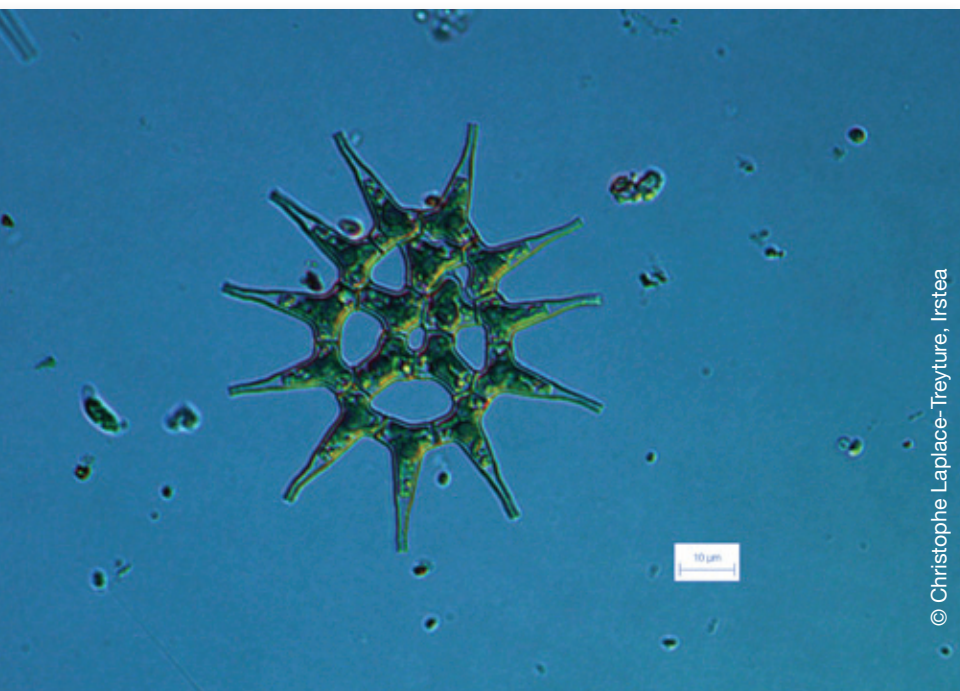
indice IPL est apparu inapproprié dans le contexte de la DCE, qui demande une évaluation du compartiment phytoplanctonique prenant notamment en compte la biomasse totale et la composition spécifique des peuplements.

L'équipe Carma d'Irstea Bordeaux, en lien avec le pôle Onema/Irstea d'Aix en Provence, s'est donc orientée vers le développement d'un nouvel indice, baptisé IPLAC (indice

phytoplancton lacustre). Ce développement a été réalisé à partir de données disponibles sur plus de 100 plans d'eau (naturels ou artificiels), complété par des exercices menés sur des jeux de données européens au cours de du second round de l'intercalibration. L'IPLAC consiste en l'agrégation de deux métriques : une métrique de composition spécifique (MCS) et une métrique de

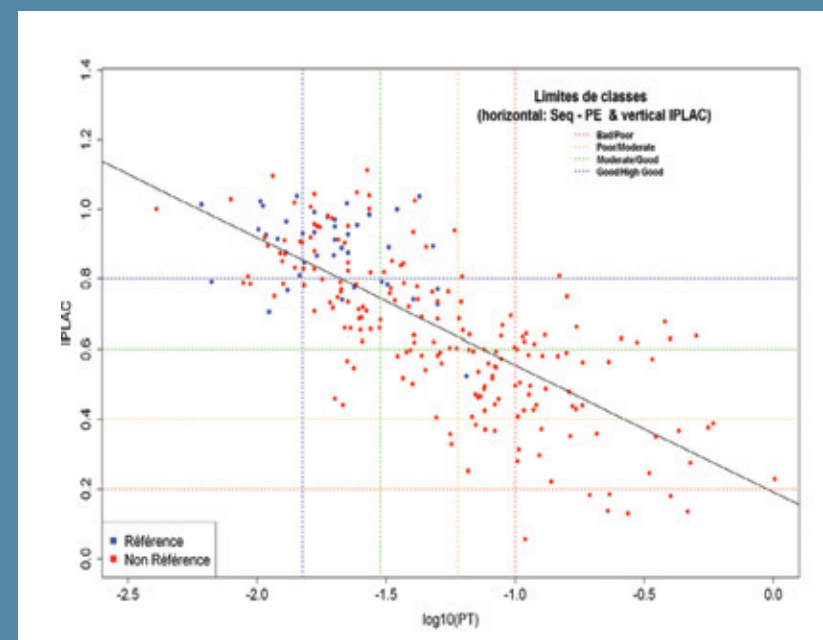
biomasse algale totale (MBA). Ces deux métriques sont exprimées sous la forme d'une moyenne pondérée afin de donner un poids relatif plus important à la métrique de composition spécifique. L'IPLAC est essentiellement sensible à la **qualité physico-chimique générale de l'eau** (concentration en nutriments, Figure 12).

Le phytoplancton, un élément de choix pour mettre en évidence l'eutrophisation des systèmes (espèce illustrée : *Pediastrum simplex*).



© Christophe Laplace-Treytore, Irstea

Figure 12. Relation entre l'indice phytoplancton lacustre (IPLAC) et la concentration moyenne en phosphore total. Le seuil du bon état est représenté par la ligne pointillée jaune. Source : C. Laplace, séminaire « Evaluation », avril 2011.



3.2 – Phytobenthos : vers une adaptation de l'IBD2007

Les efforts entrepris pour le développement d'un indice basé sur le phytobenthos dans les plans d'eau sont encore récents. Une méthode de prélèvement a été récemment proposée par Irstea, qui s'applique sur les jeunes pousses d'hélophytes en plans d'eau. Elle a été mise en œuvre au cours de l'été 2007 sur cinq lacs aquitains, et testée sur le bassin RM&C au cours de l'été 2011. Les analyses taxonomiques des échantillons et le calcul de l'IBD2007 sur la base de ces données ont donné lieu à des essais préliminaires

d'intercalibration, visant à valider la typologie de plans d'eau utilisée ainsi que les sites de référence. À terme, une adaptation de l'IBD2007 spécifique aux plans d'eau apparaît souhaitable, notamment du fait de la non prise en compte de certains taxons-clés en plans d'eau et de l'ajustement nécessaire d'un certain nombre de profils écologiques spécifiques. **L'objectif visé est de disposer d'un outil phytobenthos pour les plans d'eau dans le cadre du 3^e cycle DCE (2022-2027).**

3.3 – Macrophytes : l'IBML

Il n'y a pas d'histoire notable d'outils de bioindication utilisant les macrophytes aquatiques des plans d'eau au niveau français. Depuis plusieurs décennies, la végétation aquatique des lacs et étangs a été principalement étudiée pour améliorer la caractérisation des structures des peuplements et la **gestion des espèces exotiques à caractère envahissant**, ou s'intégrait dans des programmes de suivi centrés sur quelques plans d'eau d'intérêt patrimonial. Produisant une large gamme d'interprétation des données acquises, depuis des cartes simplifiées de la végétation jusqu'à des analyses phyto-sociologiques approfondies,

différents protocoles d'échantillonnage de terrain ont été utilisés en France au fil du temps, rendant complexe toute comparaison des données à l'échelle nationale. De plus, la majorité de ces protocoles ne répondait pas aux exigences de la DCE ou ne rendait pas compte de l'état des colonisations végétales au-delà des zones aquatiques aux faibles profondeurs autorisant une exploration à pied.

Dans ce contexte, la première phase des travaux entrepris en 2007 a été de proposer un **protocole standardisé d'échantillonnage** utilisable en routine à l'échelle du territoire métro-

politain pour les plans d'eau dont l'amplitude du marnage annuel est **inférieure ou égale à 2 m**. Il a été conçu de manière à permettre un examen de l'ensemble des communautés de plantes aquatiques, incluant hélophytes vrais et hydrophytes, depuis la rive jusqu'aux implantations les plus profondes. Excluant le recours à la plongée subaquatique, il préconise des observations directes dans les zones de rives peu profondes et à des prélèvements en aveugle à l'aide d'un râteau à manche télescopique ou d'un grappin dans les zones profondes. Ces observations sont réalisées au sein **d'unités d'observation** comportant un relevé de zone littorale et trois profils perpendiculaires. Ce protocole fait actuellement l'objet d'une norme expérimentale (XP T90-328).

Les premières données standardisées acquises durant les campagnes de suivi DCE des plans d'eau ont servi de base au développement de l'indice biologique macrophytique en lac (IBML). Cet indice est constitué à ce jour d'une seule métrique, dénommée « **note de trophie** », rendant compte à la fois de l'abondance et de la composition des communautés de macrophytes, sur le modèle de ce qui fût développé pour les cours d'eau (IBMR). La note de trophie est un indicateur de niveau trophique des milieux, **sensible à la dégradation de la qualité physico-chimique générale de l'eau** (pollution organique,

eutrophisation). Au rang des difficultés rencontrées figure la problématique de la prise en compte des espèces exotiques envahissantes dans l'évaluation de l'état écologique du plan d'eau. A noter que, comme pour l'IBMR dans le cas des cours d'eau, des travaux sont actuellement en cours pour prendre en compte l'impact des **pressions hydromorphologiques** sur les communautés de macrophytes en plans d'eau, ce afin de disposer à terme d'un outil multimétrique sensible à différentes pressions.

Réalisation d'un prélèvement de macrophytes en zone profonde dans le cadre de l'application du protocole relatif à l'indice biologique macrophytique en lac (IBML).



© Vincent Bertrin - Irstea.

3.4 – Macroinvertébrés benthiques : l'IMAIL

Deux indices ont été historiquement développés sur les lacs naturels alpins : l'**indice oligochète de bioindication lacustre (IOBL)** et l'**indice mollusque lacustre (IMOL)**. Ces deux indices basés respectivement sur les communautés d'oligochètes et de mollusques des sédiments lacustres, sont des éléments de qualité considérés dans le protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau (Barbe 2003). Plus récemment, un nouvel indice, l'**indice biotique lacustre ou IBL**, basé sur les communautés de macroinvertébrés du sédiment des zones sub-littorales et centrales des lacs, a été développé (Verneaux *et al.* 2004). Cet indice permet de rendre compte de la qualité écologique des lacs naturels du Jura. L'utilisation de ces indices dans le cadre de la mise en œuvre de la DCE se heurte à plusieurs difficultés : l'IMOL et l'IOBL ne répondent pas aux conditions normatives puisqu'ils ne rendent pas compte de la composition taxonomique de l'ensemble de la communauté benthique mais seulement d'une fraction de celle-ci. L'IBL est quant à lui construit sur la base d'un échantillonnage trop lourd pour un déploiement opérationnel dans le cadre de réseaux de suivi. Enfin, ces différents indices souffrent d'un manque de connaissance statistique robuste des liens

entre pressions anthropiques et état écologique.

A partir des échantillonnages effectués en zone sub-littorale des lacs des Alpes et du Jura, un indice macroinvertébrés lacustre ou IMAIL a été développé pour ces milieux. Une centaine de métriques a été calculée à partir des compositions taxonomique et fonctionnelle des peuplements. La tolérance et les métriques fonctionnelles ont été construites à partir des traits classiquement utilisés pour les macroinvertébrés benthiques en cours d'eau. La combinaison de métriques donnant la meilleure relation avec les pressions et répondant aux conditions normatives (abondance, diversité et espèce sensible) a été retenue. Au final, l'IMAIL est constitué des trois métriques suivantes : **le pourcentage de Tubificinae avec soies, la densité de Tubificinae sans soies, et l'équitabilité**. Cet indice répond à **l'eutrophisation** des milieux, et, dans une moindre mesure, à **l'altération physique de la zone littorale**. Pour les autres types de plans d'eau ainsi que pour les retenues, les analyses des données françaises n'ont pour le moment pas permis de mettre en évidence de solides relations pressions/état compatibles avec les exigences de la DCE.

3.5 – Poissons : l'IIL

Les poissons ne faisaient pas partie des éléments de qualité considérés dans le protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau. De façon plus générale, il n'y a pas d'historique d'outils de bioindication pour les poissons au niveau français pour cette catégorie de masses d'eau. Néanmoins, la cellule « plans d'eau » de l'Onema s'est investie dans l'analyse comparative des peuplements observés dans les lacs naturels du

bassin RM&C depuis de nombreuses années. Parallèlement, Irstea d'Aix en Provence a, au cours des dix dernières années, mis en œuvre des travaux visant à déterminer les facteurs environnementaux responsables de la structuration des peuplements piscicoles des retenues et lacs naturels. Ces travaux ont posé les bases écologiques du développement de bioindicateurs basés sur les poissons en plans d'eau en France.

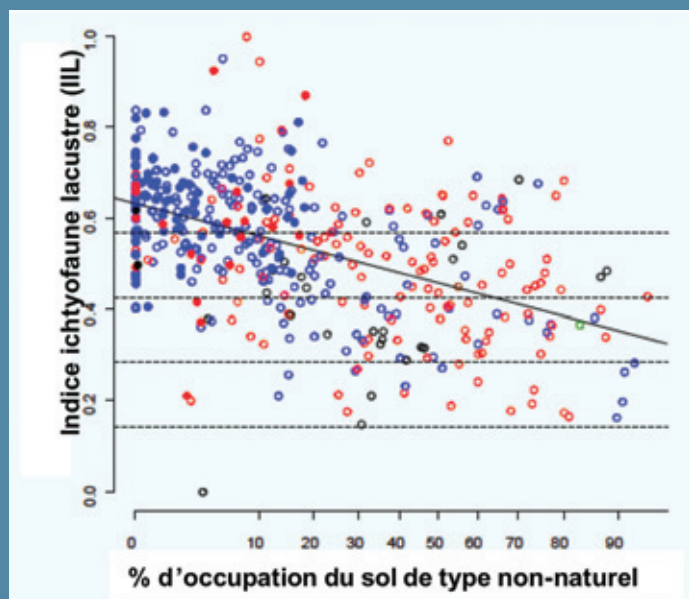
Echantillonnage des poissons au filet maillant.



Au niveau européen, la prise en compte de l'ichtyofaune en bioindication lacustre est également récente. Initiée en Europe du nord pour évaluer les conséquences de l'acidification des milieux sur le très grand nombre de lacs présents dans ces régions, elle s'est peu développée dans les zones moins septentrionales. Pour développer les indices poissons dédiés à l'évaluation des plans d'eau français, le pôle Onema-Irstea d'Aix en Provence s'est appuyé sur des bases de données constituées dans la cadre de l'intercalibration des méthodes de la zone alpine et du projet européen WISER. Concernant les

lacs alpins, l'indice ichtyofaune pour les plans d'eau ou IIL est constitué de deux métriques : **le nombre d'individus capturés par unité d'effort de pêche et le nombre d'individus omnivores capturés par unité d'effort de pêche**. Concernant les lacs naturels hors secteur alpin, un indice constitué de trois métriques (les deux métriques sus-citées et la **biomasse d'individus capturés par unité d'effort de pêche**) a été mis au point. Ces deux indices rendent principalement compte de **l'eutrophisation des milieux** (Figure 13). Pour les retenues, aucun indice n'est encore disponible.

Figure 13. Relation entre le pourcentage d'occupation du sol de type « non-naturel » et l'indice ichtyofaune lacustre (IIL). Les lignes pointillées horizontales représentent les limites de classes. Source : C. Argillier, séminaire « Evaluation », avril 2011.



De manière générale, l'arrivée attendue de données complémentaires permettra d'améliorer l'ensemble des méthodes développées à ce jour pour les plans d'eau, notamment dans le sens d'une meilleure prise en compte des fonctionnalités des milieux. Une collaboration est également en cours entre Irstea et le laboratoire de biogéochimie et écologie des milieux continentaux de l'école normale supérieure (ENS) en vue d'une analyse des structures de réseaux trophiques et des tailles des

organismes. Ces travaux s'intègrent dans la perspective d'un nouvel axe de R&D initié par l'Onema dédié au développement **d'indicateurs de fonctionnement des écosystèmes**, en complément des indicateurs de structure mis au point à ce jour. Le couplage de ces deux types d'indicateurs permettra d'envisager les écosystèmes aquatiques dans une perspective plus globale, en lien avec la stabilité et la résilience des milieux. ■

Vers le développement d'indicateurs de fonctionnement et d'outils « diagnostics »

Outre la finalisation des indicateurs « DCE-compatibles » présentés dans cet ouvrage, un certain nombre de pistes restent à étudier dans les prochaines années, en vue du 3^e cycle de gestion (2022-2027).

Les indicateurs utilisés actuellement, s'ils permettent d'évaluer l'état écologique général des masses d'eau, demandent à être améliorés autant que faire se peut afin de répondre aux conditions normatives de la DCE, en particulier en ce qui concerne le lien entre les pressions anthropiques (hydromorphologie, chimie des eaux) et l'état écologique des masses d'eau. Ils permettront d'engager des investissements mieux ciblés et de restaurer les milieux de manière **plus efficace** (augmenter la probabilité d'effets sur le milieu) et **plus efficiente** (optimiser les investissements).

Dans ce cadre, la mise au point **d'indicateurs multimétriques** permettant de répondre à différentes pressions anthropiques reste à privilégier. En effet, outre la complémentarité évidente entre certains outils de bioindication en tant que tels (diatomées plus sensibles aux altérations chimiques, poissons plus sensibles à la dégradation de l'habitat physique), la mise au point d'outils multimétriques pour l'ensemble des EQB permettra à terme de disposer d'un **second niveau de complémentarité**, à savoir entre les différentes métriques constitutives des indices (métriques plus sensibles aux altérations de la connectivité, métriques plus sensibles aux pollutions toxiques, etc.).

La combinaison des informations données par les différents indicateurs et métriques permettra de disposer **d'éléments complémentaires et hiérarchisés** rendant les diagnostics de l'état écologique des milieux aquatiques les plus robustes possibles.

Pour finir, la mise au point de véritables « **indicateurs de fonctionnement** » des milieux, davantage en lien avec les fonctionnalités, services rendus et capacités de résilience des écosystèmes aquatiques, permettra de disposer d'outils plus sensibles aux modifications des milieux, qu'elles soient dans le sens de la dégradation ou de l'amélioration de leur qualité écologique. C'est vers ce défi collectif que nous amène maintenant la mise en œuvre de la DCE. ■

Références

Publications scientifiques

Archaimbault V. *et al.* (2012). Evaluation de l'incertitude liée à l'application du protocole d'échantillonnage des macro-invertébrés benthiques en cours d'eau peu profonds selon la norme XP T 90-333. Consolidation et mise au point de méthodes de bioindication et transfert aux opérateurs. Rapport final Irstea, 28 p.

Armitage P. D. *et al.* (1983). The performance of a new biological score system based on macro-invertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Res.* 17, 333-347.

Barbe J. *et al.* (1990). Diagnose rapide des plans d'eau, Informations techniques du Cemagref, 79 : 1-8.

Barbe J. *et al.* (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 p.

Birk S. *et al.* (2012). Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecol. Indic.* 18: 31-41.

Coste M. (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, Cemagref, 218 pp.

Coste M. *et al.* (2009). Improvements of the Biological Diatom Index (BDI): Description and efficiency of the new version (BDI-2006). *Ecol. Indic.* 9: 621-650.

Haury J. *et al.* (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: 153-158.

Haury J. *et al.* (1996). Des indices macrophytiques pour estimer la qualité des cours d'eau français : premières propositions. *Écologie* 27 : 233-244.

Karr J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6: 21-27.

Karr J. R. *et al.* (1986). Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. *Illinois Natural History Survey* 5: 1-28.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1908). Ökologie der pflanzliche Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Ber. Deutsch. Botan. Ges.* 26a: 505-519.

Kolkwitz R. & Marsson M. (1909). Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von der biologischen Gewässerbeurteilung. *Int. Rev. Ges. Hydrobiol.*: 126-152.

Laplace-Treytore *et al.* (2010). Protocole standardisé d'échantillonnage et de conservation du phytoplancton en grands cours d'eau applicable aux réseaux de mesure DCE. Rapport technique Cemagref, 19 p.

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.A., Rott, E. (Eds.), *Use of Algae for Monitoring Rivers*, vol. II. Innsbruck, Austria 17–19 September 95, Studia Student, GmbH, pp. 29-43.

Mengin N. *et al.* (2010). Réseau de référence des eaux douces de surface – cours d'eau. Rapport final, Pôle hydroécologie des cours d'eau Cemagref/Onema, Lyon, 63 p.

Mondy C. & Usseglio-Polatera, P. (2011). Développement et optimisation de l'indice invertébrés multimétrique (I2M2) pour les cours d'eau. Rapport technique Université de Lorraine, 129 p.

Oberdorff T. *et al.* (2001). A probabilistic model characterizing fish assemblages of French rivers: a framework for environmental assessment. *Freshwat. Biol.* 46: 399-415.

Oberdorff T. *et al.* (2002). Development and validation of a fish-based index for the assessment of 'river health' in France. *Freshwat. Biol.* 47: 1720-1734.

Pont D. *et al.* (2006). Assessing river biotic condition at the continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *J. Applied Ecol.* 43: 70-80.

Pont D. *et al.* (2007). Development of a fish-based index for the assessment of "river health" in Europe: the European Fish Index (EFI). *Fish. Manag. Ecol.* 14: 427-439.

Roussel F. *et al.* (2010). Etude de la variabilité inter et intra-opérateur de la note d'Indice Biologique Diatomée 2007. Approche statistique des résultats d'exercices d'intercomparaison. Rapport technique Irstea, 24 p.

Verneaux J. & Tuffery G. (1967). Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. *Ann. Sc. Univ. Besançon* 3: 79-89.

Verneaux V. *et al.* (2004). The Lake Biotic Index (LBI): an applied method for assessing the biological quality of lakes using macrobenthos; the Lake Chalain (French Jura) as an example. *Annls. Limnol.* 40: 1-9.

Documents réglementaires

European Commission (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, 72 p. Directive 2000/60/CE du parlement européen et du conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 72 p.

European Commission (2011). Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance n°14. Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Technical Report - 2011 - 045., 103 p.

MEEDDAT (2009). Guide technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole. DGALN (DEB), 74 p.

MEEDDM (2010). 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.

Documents normatifs cités dans le texte ou d'intérêt général

Phytoplancton

NF EN 15204 (2006-12-01). Qualité de l'eau - Norme guide pour le dénombrement du phytoplancton par microscopie inversée (méthode Utermöhl).

NF EN 15972 (2011-12-01). Qualité de l'eau - Guide pour l'étude quantitative et qualitative du phytoplancton marin.

Diatomées

NF EN 13946 (2003-07-01). Qualité de l'eau - Guide pour l'échantillonnage en routine et le prétraitement des diatomées benthiques de rivières.

NF EN 14407 (2004-10-01). Qualité de l'eau - Guide pour l'identification et le dénombrement des échantillons de diatomées benthiques de rivières, et leur interprétation.

NF T90-354 (2007-12-01). Qualité de l'eau - Détermination de l'Indice Biologique Diatomées (IBD).

Macrophytes

NF T90-395 (2003-10-01). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique macrophytique en rivière (IBMR).

NF EN 14184 (2004-04-01). Qualité de l'eau - Guide pour l'étude des macrophytes aquatiques dans les cours d'eau.

NF EN 15460 (2008-02-01). Qualité de l'eau - Guide pour l'étude des macrophytes dans les lacs.

XP T 90-328 (2011-01-18). Echantillonnage des communautés de macrophytes en plans d'eau.

Invertébrés benthiques

NF EN 27828 (1994-04-01). Qualité de l'eau - Méthodes d'échantillonnage biologique - Guide pour le prélèvement des macro-invertébrés benthiques à l'épuisette.

NF EN ISO 9391 (1995-04-01). Qualité de l'eau - Échantillonnage de macro-invertébrés en eaux profondes - Guide d'utilisation des échantillonneurs de colonisation, qualitatifs et quantitatifs.

NF EN 28265 (1994-04-01). Qualité de l'eau - Conception et utilisation des échantillonneurs de macro-invertébrés benthiques sur substrat rocheux dans les eaux douces peu profondes.

NF EN ISO 8689-1 (2000-05-01). Qualité de l'eau - Classification biologique des rivières - Partie 1 : lignes directrices concernant l'interprétation des données relatives à la qualité biologique à partir d'études des macro-invertébrés benthiques.

NF EN ISO 8689-2 (2000-05-01). Qualité de l'eau - Classification biologique des rivières - Partie 2 : lignes directrices concernant la présentation des données relatives à la qualité biologique à partir d'études des macro-invertébrés benthiques.

NF T90-350 (2004-03-01). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)..

GA T90-374 (2006-12-01). Qualité de l'eau - Guide d'application de la norme NF T90-350:2004, IBGN (Détermination de l'indice biologique global normalisé).

XP T90-333 (2009-09-01) : Prélèvement des macroinvertébrés aquatiques en rivières peu profondes.

XP T90-388 (2010-06-01) : Qualité de l'eau - Traitement au laboratoire d'échantillons contenant des macro-invertébrés de cours d'eau.

GA T90-733 (2012-03-01). Qualité de l'eau - Guide d'application de la norme expérimentale XP T90-333:2009 (prélèvement des macro-invertébrés aquatiques en rivières peu profondes).

Poissons

NF EN 14011 (2003-07-01). Qualité de l'eau - Échantillonnage des poissons à l'électricité.

NF T90-344 (2004-05-01, révisée 2011-07-01). Qualité de l'eau - Détermination de l'indice poissons rivière (IPR).

NF EN 14757 (2005-11-01) - T90-366. Qualité de l'eau - Échantillonnage des poissons à l'aide de filets maillants.

NF EN 14962 (2006-09-01). Qualité de l'eau - Guide sur le domaine d'application et la sélection des méthodes d'échantillonnage de poissons.

XP T90-383 (2008-05-01). Qualité de l'eau - Échantillonnage des poissons à l'électricité dans le cadre des réseaux de suivi des peuplements de poissons en lien avec la qualité des cours d'eau.

**La collection « Les rencontres-synthèses »,
destinée à un public technique
ou intéressé, présente les principaux résultats
de séminaires organisés, ou co-organisés, par l'Onema.**

*Changement climatique :
impacts sur les milieux aquatiques
et conséquences pour la gestion (février et août 2010)*

*Les mésocosmes :
des outils pour les gestionnaires
de la qualité des milieux aquatiques ? (mars 2011)*

*Quel(s) rôle(s) pour les instruments économique
dans la gestion des ressources en eau en Europe ?
Enjeux politiques et questions de recherche (juin 2011)*

*Captages d'eau potable et pollutions diffuses :
quelles réponses opérationnelles à l'heure
des aires d'alimentation de captage «grenelle» ? (août 2011)*

*Mise en oeuvre de la directive cadre sur l'eau.
Quand les services écosystémiques entrent en jeu (septembre 2012)*

*Plan de sauvegarde de l'anguille.
Quelles solutions pour optimiser la conception
et la gestion des ouvrages (novembre 2012)*

*Mise en oeuvre de la directive cadre sur l'eau.
Quand les services écosystémiques entrent en jeu (février 2013)*

Rédaction

Yorick Reyjol (Onema, DAST),
Vassilis Spyros (MEDDE, DEB) et Laurent Basilico (Journaliste)

Contribution

Virginie Archaimbault, Christine Argillier, Vincent Bertrin,
Sébastien Boutry, Christian Chauvin, Olivier Delaigue, François Delmas,
Alain Dutartre, Muriel Gevrey, Christophe Laplace-Treyture, Maud Menay,
Soizic Morin, Didier Pont, Juliette Rosebery – Irstea
Philippe Usseglio-Polatera et Cédric Mondy – Université de Lorraine
Agnès Bouchez, Thierry Caquet, Frédéric Rimet et Marc Roucaute – INRA
Olivier Monnier – MNHN
Stéphane Stroffek – Agence de l'eau Rhône, Méditerranée et Corse
Brigitte Genin – DREAL Rhône-Alpes

Edition

Véronique Barre (Onema/Dast)

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'ensemble des participants au groupe de travail
DCE-ESC piloté par le Ministère en charge du développement durable
avec l'appui de l'Onema.

L'Office international de l'eau est aussi remercié
pour le soutien à l'organisation du séminaire, l'édition et la diffusion.

ISBN : 979-10-91047-12-8

Création graphique : Inzemoon (06 75 24 19 30)
Réalisation : Bluelife (09 66 82 33 55)

Imprimé sur papier issu de forêts gérées durablement par :
Panoply (01 46 94 33 44)

avril 2013
IMPRIMÉ EN FRANCE



