



LES

# Rencontres

## Incertitudes en hydrobiologie Vers une meilleure confiance dans l'évaluation de l'état écologique des masses d'eau

Compte rendu du séminaire organisé par l'Agence française pour la biodiversité (AFB) et le consortium Aquaref, le 13 décembre 2017 à Paris, au Laboratoire national de métrologie et d'essais (LNE)

De l'échantillonnage *in situ* au calcul des indices, l'évaluation de l'état écologique est jalonnée d'incertitudes : les évaluer, puis le cas échéant les réduire, c'est concourir à la fiabilité du dispositif d'évaluation dans son ensemble et donc à l'efficacité des politiques publiques sur l'eau.

En métrologie, science des mesures, la donnée est indissociable de l'incertitude. En laboratoire, un thermomètre donnera la température avec une certaine précision ; la mesure d'un paramètre peut cependant s'avérer beaucoup plus complexe, en particulier dans le milieu naturel. La mise en œuvre de la directive cadre sur l'eau (DCE) a occasionné, au cours des 15 dernières années, une collecte de données sans précédent dans les rivières, les plans d'eau et les eaux littorales, en métropole comme en outre-mer. Les communautés vivantes (microalgues, invertébrés benthiques, macrophytes, poissons) qui vivent dans ces milieux sont appréhendées au travers d'un échantillonnage dans des centaines de stations composant les réseaux de suivi nationaux (réseau de contrôle et de surveillance et réseau de référence pérenne notamment). Les résultats de ces prélèvements hydrobiologiques permettent le calcul de métriques de bioindication (richesse spécifique, abondances relatives, biomasses, etc.), agrégées dans des indices de bioindication dont la note

permet d'attribuer une classe d'état à la masse d'eau (de très bon à mauvais, selon la nomenclature européenne). L'estimation du *niveau de confiance* associé à l'évaluation de l'état écologique est une exigence réglementaire de

la DCE, qui se retrouve dans les arrêtés nationaux en vigueur. Au-delà, cette estimation est indispensable à la bonne interprétation des résultats : elle est appelée à gagner en robustesse dans les années à venir.



Prélèvement d'un échantillon d'invertébrés benthiques dans un cours d'eau.

© Philippe Usseglio - Université de Lorraine

## Premier bilan sur une décennie de travaux

En France, cet enjeu fort fait l'objet de travaux scientifiques menés en parallèle du développement des indices de bioindication, sous l'égide du consortium Aquaref. D'abord axé sur les notions de démarche qualité, l'effort s'est porté dès 2009 sur les incertitudes liées à l'évaluation de l'état écologique, avec un ensemble d'actions de recherche coordonnées par le groupe de travail « Incertitudes » animé par l'Onema, puis l'AFB. Alors que le consortium Aquaref aborde un nouveau cycle de programmation, et à l'orée d'une nouvelle phase d'état des lieux DCE, l'AFB a proposé un séminaire de restitution de ces travaux, le 13 décembre 2017, au sein du Laboratoire national de métrologie et d'essais (LNE) à Paris. L'occasion pour les participants, dont de nombreux représentants des agences de l'eau et des DREAL, d'ausculter le dispositif actuel à l'aune de ses incertitudes, et d'identifier les leviers prioritaires pour améliorer la confiance dans les résultats de l'évaluation de l'état écologique.

## De quelles incertitudes est-il question ?

Dans l'évaluation DCE de l'état écologique, une incertitude peut en cacher une

**Jean-Pierre Cabaret**, direction de l'eau et de la biodiversité (DEB), ministère de la Transition écologique et solidaire (MTES)

En quelques années, d'importantes avancées ont été réalisées sur le sujet complexe des incertitudes. Nous sommes désormais capables de lister la plupart des sources de variabilité de l'évaluation de l'état écologique, et nous commençons à pouvoir quantifier certaines d'entre elles. Ce travail nous permet de cibler les points à améliorer en priorité, notamment la réduction de la variabilité inter-opérateurs, à travers la formation des agents ou la révision des documents normatifs. Au-delà du cadre réglementaire de la DCE, l'objectif premier est bien la fiabilité de nos données, du diagnostic que nous en tirons et la pertinence des actions que nous engageons : c'est un enjeu d'efficacité de nos politiques publiques !

autre... l'un des premiers acquis du groupe de travail a été de distinguer, tout au long de la chaîne d'acquisition et de traitement des données, les différentes sources de variabilité susceptibles d'entacher le résultat final de l'attribution d'une classe d'état (C. Chauvin, Irstea). Le vivant est fluctuant dans l'espace et dans le temps, et l'objectif de l'écologue est d'appréhender cette *variabilité naturelle* pour en tirer statistiquement les conclusions *les plus vraisemblables possible*. Par exemple, un banc de poissons peut être absent de la station le jour de la pêche mais présent le lendemain ; un banc de sable se sera déplacé suite à une crue, modifiant ainsi l'habitat local favorable à telle ou telle espèce (animale ou végétale) ; un printemps tardif décalera dans le temps le développement des communautés planctoniques, etc. À cette variabilité naturelle s'ajoute l'*incertitude de mesure*, propre aux instruments

utilisés ou issue d'une erreur humaine (ici une mauvaise interprétation du protocole, là une identification taxonomique erronée...). Une fois la donnée bancarisée, l'incertitude associée se propage jusqu'au calcul des indices, dont la méthode même de construction induit de nouvelles incertitudes (par exemple, liées aux modèles statistiques utilisés). Enfin, l'attribution d'une classe d'état écologique sur la base de la note d'indice et de bornes de classes préétablies fait intervenir un nouveau type d'incertitude, et ce même si la définition des classes d'état fait l'objet d'un exercice d'inter-étalonnage standardisé au niveau européen. Ces différentes sources d'incertitudes ont été rassemblées sur un schéma synoptique (figure 1), qui a été utilisé comme fil conducteur pour toutes les présentations de la journée.

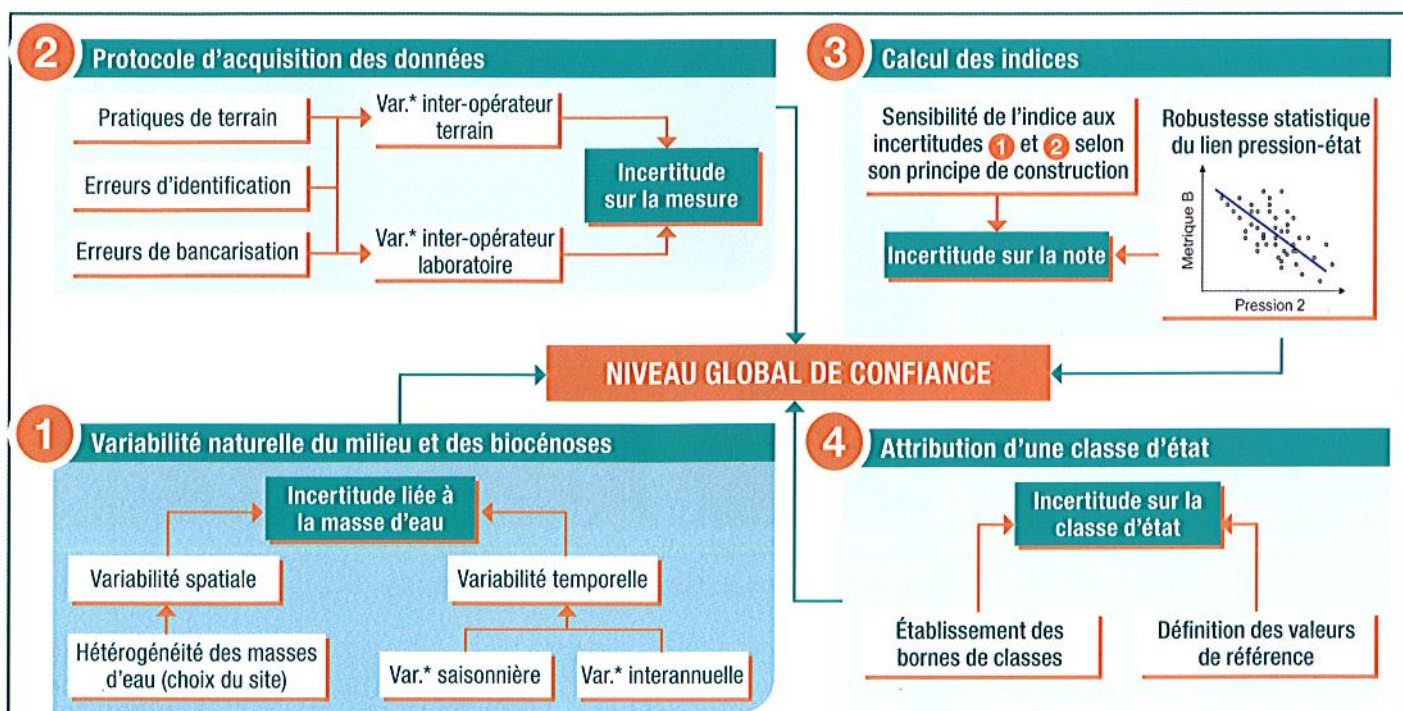


Figure 1. Identification des différentes sources d'incertitude dans l'évaluation DCE de l'état écologique (Source : GT incertitudes, AFB-Irstea). \* Variabilité

## Macrophytes en rivière : une étude (presque) complète

Une fois ces sources d'incertitudes identifiées, encore reste-t-il à les quantifier, pour chaque élément de qualité biologique. Les macrophytes en cours d'eau sont l'un des compartiments pour lesquels cette démarche est la plus avancée. Un important volet expérimental a été conduit (M. Wach, Irstea), avec le concours des laboratoires d'hydrobiologie des DREAL. La variabilité inter-opérateurs a été mesurée en 2013 et 2014, en comparant les résultats obtenus pour les relevés et l'indicateur IBMR (Indice biologique macrophytique en rivières) par trois types d'opérateur distincts (Irstea, DREAL et bureau d'études), sur 53 stations. Les résultats ont mis en lumière des différences significatives d'un opérateur à l'autre dans l'appréciation de la représentativité des faciès d'écoulement, dans l'inventaire de la richesse spécifique, ou, dans une moindre mesure, dans l'estimation du recouvrement végétal. Au final, l'IBMR affiche un écart moyen de 1 point, avec un écart maximum de 3 points pour une même station ; ceci engendre, dans certains cas, un changement de classe d'état.

Les équipes ont étudié la variabilité spatiale (6 stations, 9 relevés par station) et saisonnière (9 stations, 3 relevés par station), montrant dans les deux cas des écarts significatifs de la valeur de l'IBMR. L'étude a été complétée par une approche de modélisation des erreurs dues aux confusions taxonomiques par les opérateurs, avec identification des taxons les plus impactants pour le calcul de l'indice. Ces différents résultats, intégrés au moyen d'outils statistiques, permettent d'établir un diagramme de probabilités d'appartenance à une classe d'état écologique (figure 2). Un tel outil permet d'exprimer le résultat sous la forme de probabilité de classement, et non plus d'affectation univoque d'une classe d'état. Par exemple, pour une mesure sur la Garonne à Estenos (EQR\* = 0,85), la probabilité que l'état écologique réel soit « bon » est de 83,4 %, mais il peut aussi être « très bon » (12,3 %), ou « moyen » (4,4 %). L'ensemble des mesures disponibles sur les réseaux de surveillance nationaux peut ainsi être exploité de façon plus nuancée. Ces travaux se poursuivent, avec notamment une étude en cours portant sur la variabilité interannuelle de l'IBMR.

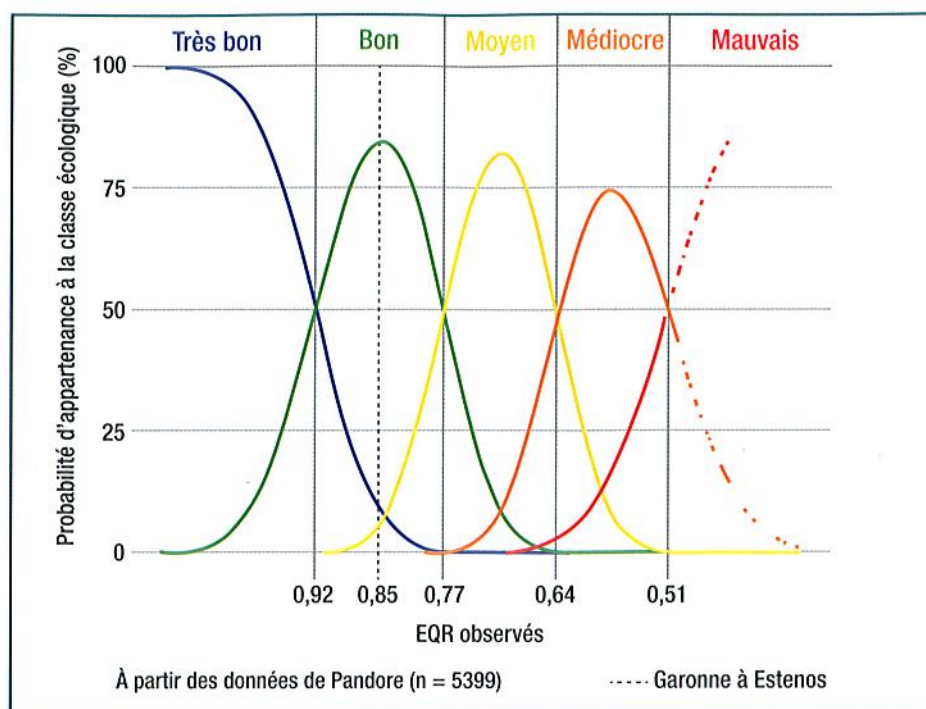


Figure 2. Probabilités d'appartenance à chaque classe d'état écologique pour l'IBMR (source : Irstea).

En outre, partant du constat d'un impact plus ou moins marqué des confusions taxonomiques selon les hydro-écotones, les scientifiques étudient la possibilité de régionaliser l'estimation de l'incertitude sur l'IBMR, ce qui pourrait déboucher sur une pondération par type de cours d'eau ou l'identification de relevés à forte incertitude (important pour la validation des données). Dans cette attente, les avancées réalisées pour les macrophytes permettent désormais d'envisager une intégration plus pertinente de la notion d'incertitude dans les règles d'évaluation. Elles nourrissent également un ensemble d'améliorations potentielles sur la chaîne d'acquisition des données, du renforcement de la formation des opérateurs sur certains points-clés (ex : appréciation des unités de relevé) à l'ajustement des protocoles normalisés et des guides d'application (ex : prise en compte des algues dans le relevé), en passant par les protocoles d'accreditation des laboratoires (ex : points-clés méthodologiques à soumettre à l'audit).

## Diatomées : des pratiques de terrain et de laboratoire à harmoniser

Toujours en cours d'eau, une approche comparable a été menée pour quantifier l'effet de la variabilité inter-opérateurs sur le calcul de l'indice biologique diatomées

(IBD<sub>2007</sub>), pour laquelle trois types d'opérateurs distincts (une nouvelle fois Irstea, DREAL et bureau d'études) ont réalisé au total 171 relevés, sur 61 stations. Les résultats (F. Delmas, Irstea) ont montré d'importantes différences sur la richesse spécifique, beaucoup de taxons diatomiques étant présents en faible effectif dans les relevés, ce qui rend leur détection aléatoire. La prise en compte des abondances relatives, plus conforme au principe de construction de l'IBD, fait progresser la part commune moyenne entre opérateurs. Les effets sur la note IBD<sub>2007</sub> sont le plus souvent raisonnables (médiane des écarts pour un même site = 0,55 point), mais peuvent être plus importants sur certains sites. En fonction de ces écarts, 35 inter-comparaisons (soit 55,6 %) ont conduit à évaluer le site dans la même classe d'état (par les trois opérateurs), 24 d'entre elles (soit 36,1 %) dans une classe adjacente et enfin, 4 d'entre elles (6,4 %) avec 2 classes d'écart (figure 3). Outre l'influence possible de différences inter-opérateurs dans les pratiques de prélèvement, ces écarts témoignent d'une ambiguïté identifiée dans l'application de la norme AFNOR NF-T 90-354, pouvant conduire à réduire de moitié la pression d'observation au microscope en termes de nombre de formes séparées identifiables, tel que recommandé. Enfin, certains des forts écarts rencontrés dans cette étude

\*EQR : Ecological Quality Ratio (ratio de qualité écologique)

pourraient être liés à la prospection de faciès différents, ce qui peut également être amélioré.

Un second volet s'est intéressé à la variabilité inter-annuelle de l'IBD<sub>2007</sub> : l'indice et l'EQR correspondant ont été calculés à partir des données de la base Pandore, sur une centaine de stations présentant au moins trois années de suivi et une stabilité chimique suffisante pour cibler la variabilité naturelle. Les variations induites sur l'indice sont du même ordre que dans l'approche inter-opérateurs. Seuls 31 % des sites étaient toujours évalués dans la même classe d'état, et 55 % avec aucune ou une classe d'écart selon les années. Comme pour l'IBMR, la formalisation de ces variabilités a permis d'établir un diagramme de probabilités d'appartenance à une classe écologique, du même type que celui représenté sur la figure 2 : cet outil est désormais disponible pour implémentation dans le SEEE, afin d'enrichir le volet réglementaire concernant les diatomées.

## Invertébrés benthiques : des liens solides entre pressions et indice

Pour le compartiment « invertébrés benthiques » en rivière, l'évaluation se base sur l'Indice invertébrés multi-métrique I<sub>2</sub>M<sub>2</sub>, associé à un outil de diagnostic qui permet d'estimer les probabilités d'altération du site d'échantillonnage par 17 pressions distinctes, sous forme de « diagrammes radars ». Là encore, une évaluation de la variabilité inter-opérateurs a été menée, à partir des données obtenues lors d'une campagne d'acquisition réalisée en 2009-2010 sur 24 sites (V. Archaimbault, Irstea). Ces travaux confirment la robustesse de l'indice en termes de confiance d'appartenance à une classe d'état (E. Billoir, Univ. de Lorraine). Les résultats, appliqués aux 10 000 opérations bancarisées sur le réseau de contrôle et de surveillance, montrent en effet que seules 15 % des

opérations ont des probabilités supérieures à 30 % d'appartenance à deux classes de qualité écologique distinctes. En outre, l'incertitude associée à la construction de l'indice (donc liée aux modèles mathématiques) apparaît négligeable comparée à celle liée à la variabilité inter-opérateurs observée lors des phases de terrain et de laboratoire. Une seconde étude, menée en 2015, a, quant à elle, établi que le niveau d'expérience de l'opérateur (de débutant à expert) n'avait qu'une influence restreinte sur cette variabilité. Enfin, des travaux consacrés à l'outil de diagnostic complémentaire à l'I<sub>2</sub>M<sub>2</sub> ont mis en évidence des niveaux d'incertitude globalement faibles et une bonne précision de l'outil (C. Mondy, Univ. de Lorraine), avec cependant une incertitude plus importante lorsque la probabilité d'impact pour une pression donnée est proche de 0,5 (sur une échelle variant de 0 à 1). À terme, comme pour l'IBD<sub>2007</sub> et l'IBMR, ces travaux pourront être intégrés au dispositif d'évaluation de l'état des eaux.

## Échantillonnages piscicoles : attention à la date !

Tous les compartiments n'ont pas fait l'objet d'approches aussi intégrées ; pour certains, l'effort n'a encore abordé qu'un type d'incertitude. Pour les poissons dans les plans d'eau naturels, une première approche (P. Miguet, Irstea) s'est ainsi intéressée à l'effet de la date d'échantillonnage sur les résultats de l'évaluation écologique. En effet, selon si la pêche a lieu plus ou moins tardivement dans l'année, ceci peut modifier la distribution en âge et en taille des poissons capturés en lien avec les périodes de frai et la phenologie des espèces. L'exploitation des données de pêche, pour 52 plans d'eau naturels (96 campagnes DCE au total), a notamment permis de mesurer la variabilité induite par la date de pêche sur les métriques « biomasse par unité d'effort » (BPUE) et « nombre de captures par unité d'effort » (CPUE) constitutives de l'Indice ichtyofaune lacustre (IIL) (figure 4), ainsi que sur l'IIL en lui-même. Les résultats montrent que dans 60 % des cas, une variation dans la date d'échantillonnage ne provoque pas de changement de classe d'état, mais que dans 36 % des cas, il se produit un changement d'une classe d'état, et dans 4 % des cas un changement de deux classes.

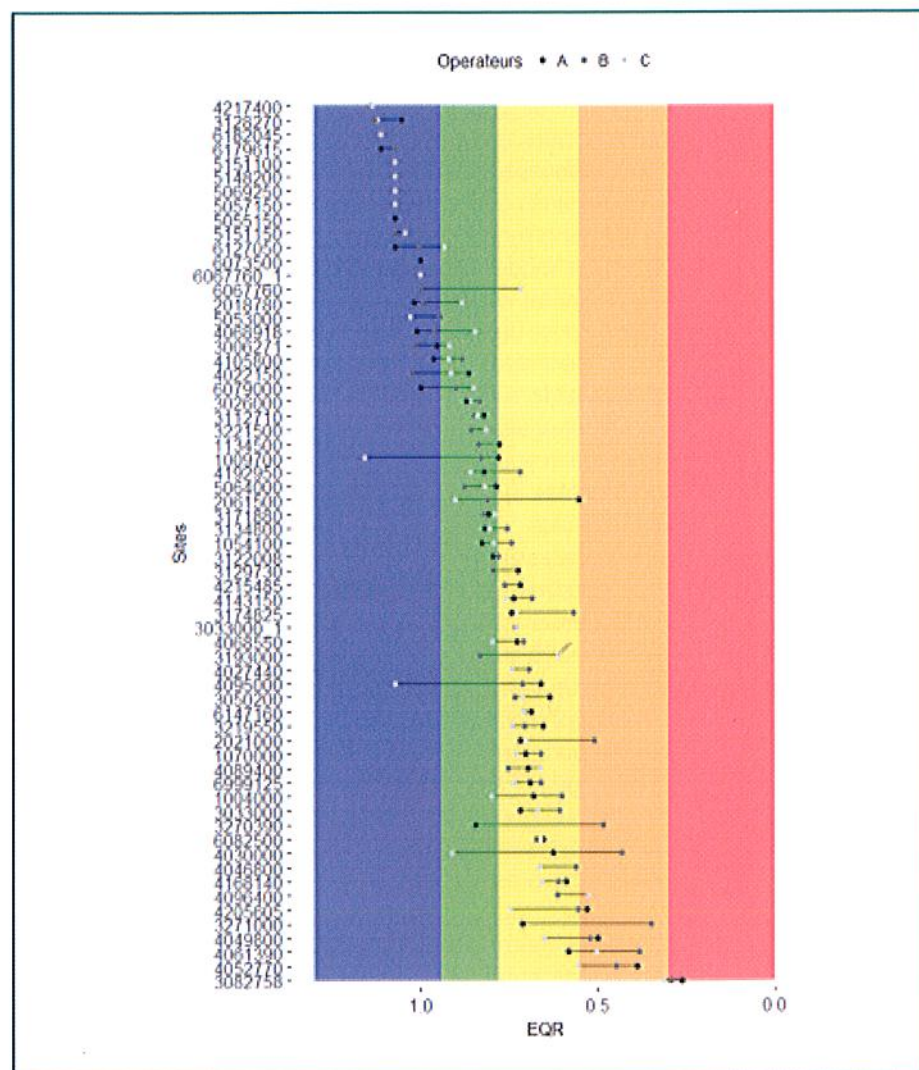


Figure 3. Effet sur la note IBD<sub>2007</sub> de la variabilité inter-opérateurs (source : Irstea).

Il apparaît donc particulièrement important de standardiser les dates des campagnes de pêche et de respecter les périodes préconisées (fin de l'été, et avant le 15 octobre), afin de limiter l'incertitude dans l'évaluation obtenue par l'ILL. D'autres travaux ont été réalisés, permettant d'estimer par modélisation une incertitude associée aux valeurs de référence de l'indice (M. Logez, Irstea), et d'autres études sont maintenant envisagées ; une solution alternative consistant à intégrer la date dans les premières étapes de modélisation des futurs indices est ainsi en phase de test sur l'Indice ichtyofaune pour les retenues (IIR).

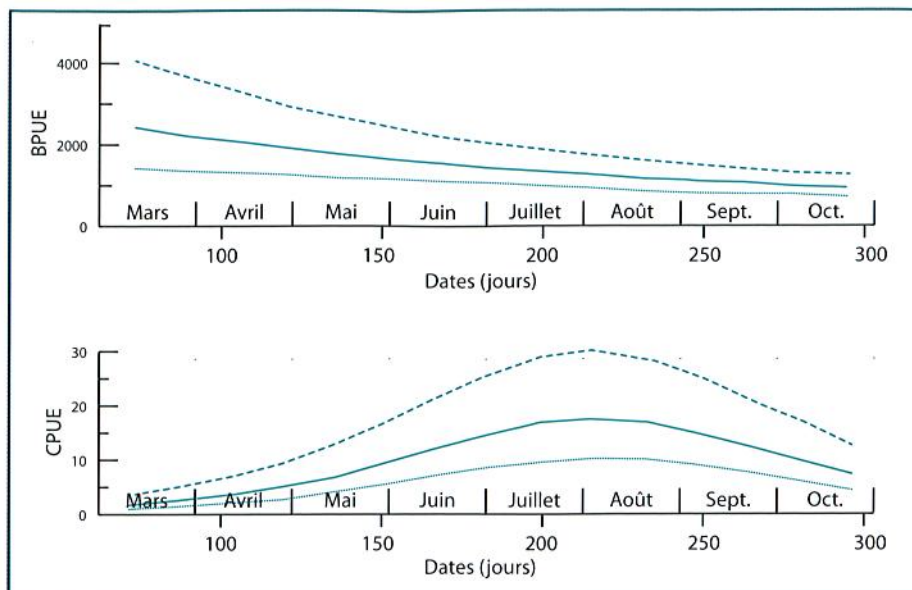


Figure 4. Variabilité induite par la date de pêche sur les métriques « biomasse par unité d'effort » (BPUE) et « nombre de captures par unité d'effort » (CPUE), constitutives de l'Indice ichtyofaune lacustre (ILL).

Luc Barbe, Dreal Occitanie

Les travaux présentés au cours de cette journée sont très intéressants sur le plan scientifique. Ils vont nous permettre d'affiner l'évaluation de la confiance dans le rapportage de l'état écologique, et surtout, ils apportent des éléments précieux pour améliorer le diagnostic et la prise de décision. Au passage, ils contribuent à démystifier l'hydrobiologie, souvent associée à une grande variabilité naturelle et opérationnelle, quand l'évaluation de l'état chimique relèverait d'une science plus « dure ». En réalité, les questions de représentativité spatio-temporelle des données s'y posent de façon assez comparable mais à des échelles différentes (biologie « intégratrice »). De même pour l'idée reçue selon laquelle l'hydrobiologie en tant qu'outil d'évaluation ne prendrait pas en compte les incertitudes, alors que c'est de fait l'un des incontournables de l'accréditation et de l'agrément ! Quant à la façon de communiquer sur ces incertitudes, je suis pour ma part en faveur de la transparence : une carte en couleurs, si utile soit-elle, n'a de valeur que si le citoyen peut aussi accéder à la donnée brute et au niveau de confiance associé.

## Paramètres physico-chimiques des plans d'eau : modélisation et satellites en renfort !

Sur la base d'analyses de chroniques de suivis *in situ* mensuels (Villerest, Naussac, Annecy, Bourget, Léman), de résultats de modélisation de bilans de nutriments (une trentaine de plans d'eau), d'une modélisation tridimensionnelle (Léman), et de premières données satellitaires issues des nouveaux satellites européens Sentinel-2 (Bimont), il apparaît que les ordres de grandeur des variabilités spatio-temporelles des caractéristiques physico-chimiques des plans d'eau sont comparables aux écarts observés entre les limites de classes. Ce constat rend délicates les évaluations d'état pour les paramètres soutenant la biologie. Pour quantifier par plan d'eau les incertitudes associées à ces évaluations, des outils de bilan de nutriments et des données satellitaires doivent être opérationnalisés afin de quantifier plus précisément l'état écologique. Par ailleurs, les réponses des communautés biologiques (phytoplancton, ichtyofaune et macrophytes) aux gradients de pressions physico-chimiques (ex. : nutriments) montrent des déphasages du même ordre de grandeur que les écarts entre les limites de classes. Or, les espèces ne sont pas uniformément réparties sur le territoire et, donc, l'interprétation devrait

plutôt se faire au cas par cas en fonction des espèces cibles locales à conserver ou à limiter (ex. : cyanobactéries du genre *Planktothrix*, petite lentille d'eau, poisson-chat). Par conséquent, les gestionnaires locaux doivent pouvoir disposer d'analyses des réponses pour chaque couple espèce/paramètre(s) déterminant(s) ainsi que des objectifs de bon état réalistes pour les conditions physico-chimiques ; ces objectifs pouvant potentiellement être obtenus par modélisation. Pour aider à la prise de décision, des fiches de synthèse par plan d'eau devraient progressivement être disponibles à partir de fin 2018 en fonction des données disponibles et des avancées en termes de modélisation, seuils spécifiques et données satellitaires.

## La chimie analytique et les mathématiques pour élargir la boîte à outils

Pour les eaux côtières, la mise en œuvre de la DCE a occasionné le développement de nombreux indices de bioindication. Cette bioindication « littorale » s'est parfois heurtée à des difficultés importantes, comme la définition des conditions de référence pour ces milieux souvent vastes et complexes, ou encore la distinction entre variabilité naturelle (particulièrement forte en zone estuarienne) et variabilité due aux pressions anthropiques. L'étude

À l'issue de ce premier cycle de travaux, nous disposons d'un cadre conceptuel solide pour l'étude des incertitudes dans la bioindication DCE, et d'éléments concrets pour évaluer et améliorer la confiance dans la plupart des indices. Pour certains éléments biologiques comme les macrophytes, les diatomées ou les invertébrés benthiques en rivières, nous sommes déjà en mesure de proposer des intégrations dans les règles d'évaluation de l'état écologique et le SEEE. En parallèle de l'action scientifique, appelée à se poursuivre dans les années à venir, s'ouvre donc une phase de réflexion sur l'utilisation de ces outils : selon les cas, ceux-ci pourront être mobilisés en simple appui au diagnostic, ou donner une visibilité systématique aux incertitudes inhérentes à l'évaluation. Cette réflexion doit être bien sûr discutée collectivement entre chercheurs, gestionnaires des milieux aquatiques et services du MTES.

des incertitudes a cependant pu être engagée sur certains compartiments. Pour l'indice basé sur les zoostères, des essais inter-laboratoires coordonnés/organisés par l'Ifremer avec l'appui du LNE ont été menés fin 2016 afin d'évaluer les sources de variabilité : de la mise en œuvre du protocole d'échantillonnage à la précision du GPS utilisé par les opérateurs, en passant par la prise de photo et l'estimation du recouvrement. Cette étude, en cours de finalisation, illustre l'intérêt de transposer à l'hydrobiologie des méthodes et des concepts issus de l'évaluation d'incertitude en mesure chimique (B. Lalère, LNE) : définition d'objectifs, analyse du processus de mesure et identification des points critiques, étude de validation initiale et, le cas échéant, ajustement des protocoles. Des outils mathématiques avancés ont également été mobilisés pour les eaux littorales : c'est le cas des modèles dynamiques linéaires, utilisables pour analyser les séries de données temporelles. Leur application aux données d'abondance phytoplanctonique relevées depuis 2002 en baie d'Arcachon, couplée à une analyse des épisodes météorologiques, offre par exemple une approche prometteuse pour distinguer et quantifier, dans le nuage de points, ce qui relève d'une incertitude d'observation ou de la variabilité naturelle (D. Soudant, Ifremer). Cette méthodologie peut être appliquée à différentes métriques ou indices de bioindication, que ce soit pour les eaux continentales ou les eaux littorales, dans la mesure où les chroniques de données recueillies sont suffisamment longues ; elle pourrait à terme alimenter

les règles d'évaluation de l'état.

À l'issue de ce premier bilan national, les différentes contributions présentées témoignent du chemin parcouru pour définir et estimer les incertitudes liées à l'évaluation DCE de l'état écologique, et ont d'ores et déjà livré quelques certitudes ! L'objectif est presque atteint pour certains compartiments, notamment en cours d'eau, pour lesquels les probabilités d'appartenance aux classes d'état ont pu être précisées et les axes de progressions identifiés, notamment pour la réduction des biais inter-opérateurs grâce à l'ajustement de l'offre de formation existante. Pour d'autres compartiments, le verre est à moitié plein, pour d'autres encore, l'essentiel reste à faire ; ces bilans contrastés reflètent souvent des différences dans la maturation des indices eux-mêmes. Dans tous les cas, la journée du 12 décembre a permis de consolider une grammaire partagée entre chercheurs et gestionnaires sur la question complexe des incertitudes. La table ronde finale a été l'occasion de dégager, de manière concertée avec les gestionnaires des milieux, des pistes de programmation de recherche pour les années en vue du 3<sup>e</sup> cycle de gestion. Les besoins opérationnels de court terme ont également pu être précisés, tant sur la formation des opérateurs, que sur la mise à jour des guides et des normes, l'acquisition de données satellitaires ou la localisation des sites de prélèvement.

Enfin, au-delà des modalités pratiques d'intégration de l'incertitude dans le système d'évaluation de l'état des eaux,

les échanges ont permis d'amorcer une réflexion de fond sur la façon d'utiliser ces concepts et ces outils nouveaux, pour le diagnostic et la restauration des milieux d'une part, et pour le rapportage réglementaire d'autre part. Induisant un rapport moins tranché à la donnée, la notion même d'incertitude nécessite un effort d'explication auprès des décideurs. Cet enjeu majeur demande une prise de recul pour identifier collectivement les compromis possibles et souhaitables : pour que la transparence en matière d'incertitudes, facteur de rigueur scientifique et de fiabilité de la prise de décision, ne s'avère pas être un motif de doute mais bien le moteur d'une meilleure confiance dans le système d'évaluation, au service du bon état écologique des masses d'eau. ■

#### Pour en savoir plus

Retour sur la présentation du séminaire et le programme des interventions : <http://jet.espaces-naturels.fr/recherche/les-incertitudes-en-hydrobiologie-prise-en-compte-dans-le-cadre-de-l-evaluation-de-l-etat#>

#### Organisation du séminaire

Yorick Reyjol, AFB

#### LES Rencontres

Directeur de publication : Christophe Aubel  
Coordination : Véronique Barre et Béatrice Gentil-Salasc (direction de la recherche, de l'expertise et du développement des compétences)  
Rédaction : Laurent Basilico, Yorick Reyjol  
Maquette : Éclats Graphiques  
Réalisation : [www.kazoar.fr](http://www.kazoar.fr)  
Impression : Estimprim  
AFB : 5 square Félix Nadar, 94300 Vincennes  
Disponible sur : <http://www.onema.fr/node/799>  
ISBN web : 978-2-37785-050-1  
ISBN print : 978-2-37785-051-8