



**HAL**  
open science

## Que peut-on attendre de la directive cadre européenne sur l'eau en matière de connaissance sur la biodiversité ?

C. Argillier, Mario Lepage

### ► To cite this version:

C. Argillier, Mario Lepage. Que peut-on attendre de la directive cadre européenne sur l'eau en matière de connaissance sur la biodiversité?. Sciences Eaux & Territoires, 2010, 3, p. 84 - p. 87. 10.14758/SET-REVUE.2010.3.16 . hal-00549102

**HAL Id: hal-00549102**

**<https://hal.science/hal-00549102>**

Submitted on 21 Dec 2010

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

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

## Que peut-on attendre de la directive cadre européenne sur l'eau en matière de connaissance sur la biodiversité ?

**La directive cadre sur l'eau (DCE) impose l'observation et la caractérisation de certaines communautés biologiques pour évaluer le bon état écologique des milieux aquatiques. En quoi la DCE a-t-elle contribué à la connaissance et à la mesure de la biodiversité aquatique ? Que peut-on en attendre en termes de suivi ?**

**L**a biodiversité ou diversité biologique est un terme générique qui regroupe différentes notions. Hooper *et al.*, (2005) la définissent de la manière suivante : « *The term biodiversity encompasses a broad spectrum of biotic scales, from genetic variation within species to biome distribution on the planet... Biodiversity can be described in terms of numbers of entities (how many genotypes, species, or ecosystems), the evenness of their distribution, the differences in their functional traits, and their interactions.* »

Dans bien des cas, la biodiversité est décrite seulement à travers la richesse spécifique d'un site, d'un écosystème, ce qui donne donc une vision très simplificatrice de la diversité. Cependant, l'organisation des communautés est complexe dans la mesure où elle est régie par divers processus mettant en jeu de nombreux facteurs biotiques et abiotiques en interaction agissant à différentes échelles de temps, d'espaces et de niveaux de complexité organisationnelle (Lévêque, 2001). Vouloir décrire la biodiversité dans son ensemble suppose donc une caractérisation exhaustive de tous les éléments qui la composent *i.e.* gènes, populations, espèces et fonction, ainsi que leurs variations spatiale et temporelle et leurs interactions, ce qui est pratiquement impossible. Une solution alternative pourrait être envisagée par une bonne connaissance des facteurs de contrôle de cette biodiversité puis par un échantillonnage représentatif de la variabilité environnementale considérée à différentes échelles organisationnelles, spatiales et temporelles. La compréhension actuelle des processus responsables du fonctionnement des systèmes ne permet pas de réaliser parfaitement un tel échantillonnage. Néanmoins, à l'échelle européenne, l'application de la directive cadre sur l'eau ou DCE (Communauté européenne, 2000) permet d'envisager une amélioration des connaissances sur la biodiversité.

### Quelques éléments de la DCE...

La DCE est une directive européenne qui s'inspire largement du concept d'intégrité biotique développé par Karr (1981). Le texte stipule qu'elle « a pour objet d'établir un cadre pour la protection des eaux intérieures de surface, des eaux de transition, des eaux côtières et des eaux souterraines... » (Communauté européenne, 2000). Les principaux objectifs sont la non-détérioration de la qualité des eaux et l'atteinte du bon état à l'échéance de 2015.

Cela passe par :

- la définition de types nationaux de masses d'eau homogènes d'un point de vue environnemental (paramètres fixés par l'annexe IV), sur lesquels vont s'appliquer les mêmes objectifs environnementaux ;
- la définition de la notion d'état des masses d'eau qui inclut son état écologique et son état chimique. On y inclut également une notion d'état hydromorphologique permettant de définir les conditions du très bon état, mais également de lister certaines conditions pour identifier des masses d'eau qui seraient dans un état fortement modifié. L'état écologique est ensuite défini par « l'expression de la qualité de la structure et du fonctionnement des écosystèmes aquatiques associés aux eaux de surface... ». Il est mesuré par un écart à une référence correspondant à l'état d'une masse d'eau pas ou très peu impactée dans sa nature et son fonctionnement par les activités humaines ;
- la définition des éléments de qualité biologiques à collecter pour rendre compte de cet état écologique. Les critères retenus sont la composition et l'abondance des peuplements pour le phytoplancton, la flore aquatique, la faune benthique invertébrée et l'ichtyofaune ; sont également considérés la biomasse du phytoplancton et la structure en âge de l'ichtyofaune. Cependant, tous ces peuplements ne sont pas examinés pour tous les types de masses d'eau ; l'ichtyofaune est limité aux



❶ La directive cadre sur l'eau contribue à la mesure de la richesse et de la diversité des écosystèmes aquatiques. Ici, une larve de libellule chasse à l'affût, posée sur un rameau de menthe d'eau.

eaux continentales et n'est donc pas prise en compte dans l'évaluation de l'état écologique des eaux côtières, et le phytoplancton est exclu du diagnostic réalisé sur les cours d'eau.

Parallèlement, d'un point de vue opérationnel, cette directive demande aux États membres l'établissement d'un réseau de sites de référence permettant, dans un premier temps, de définir les conditions de référence, et dans un second temps, de vérifier l'évolution naturelle de ces sites au cours du temps. Il est également demandé d'établir un réseau de contrôle de surveillance « ... afin de dresser un tableau cohérent et complet de l'état des eaux au sein de chaque district hydrographique... » et de permettre un rapportage à l'union européenne une fois par plan de gestion (six ans). Enfin, un réseau de contrôle opérationnel permet le suivi des masses d'eau qui risquent de ne pas atteindre le bon état d'ici 2015.

Ainsi, cette directive européenne exige initialement la réalisation d'un inventaire des masses d'eau regroupées par types homogènes, puis le suivi pérenne d'un certain nombre de ces masses d'eau (au minimum une masse d'eau par type), en prenant en compte tous les éléments de qualité biologiques définis ci-dessus.

### Comment la DCE peut améliorer nos connaissances de la biodiversité ?

La DCE ne vise donc pas directement la mesure de la biodiversité, mais certains éléments permettent néanmoins d'y contribuer.

#### Diversité écosystémique

Dans sa première phase, la directive a eu le mérite de provoquer le recensement de l'ensemble des masses d'eau et leur description sommaire d'un point de vue environnemental (encadré ❶). En définissant les critères typologiques à utiliser, la DCE garantit une certaine

cohérence de ces classifications nationales. Elle contribue ainsi à la mesure de la richesse et de la diversité des écosystèmes aquatiques, ainsi qu'à la connaissance de la distribution de cette diversité environnementale dans son périmètre d'application (photo ❶).

#### Diversité spécifique des groupes faunistiques ou floristiques retenus

Progressivement, avec la mise en place des différents réseaux, la DCE permet également d'établir des listes d'espèces et de définir leur abondance sur chaque site d'observation. Elle contribue donc à mesurer la diversité spécifique présente sur le site et/ou son bassin versant, et ceci à l'échelle européenne. Plusieurs méthodes développées en tant qu'outil de diagnostic de qualité biologique des écosystèmes ont fourni des résultats montrant que ces réseaux permettent d'identifier une certaine érosion de la biodiversité, voire une banalisation des espèces consécutive à l'anthropisation des systèmes.

### ❶ LES TYPES DE MILIEUX NATIONAUX

Deux systèmes de typologie sont proposés dans l'annexe II de la DCE.

Le système A correspond à une typologie fixe dont les descripteurs et leurs seuils sont définis dans cette annexe.

Le système B utilise des critères (paramètres et seuils) fixés par la directive, mais laisse libre choix aux États membres d'en inclure d'autres qui sont donc facultatifs. En France, toutes les eaux de surfaces ont été classées avec le système B. Parmi les principaux critères utilisés pour les typologies des cours d'eau et plans d'eau figurent l'écorégion d'appartenance, l'altitude, la géologie et les dimensions des systèmes. Ainsi, il a été défini cinquante-deux types « majeurs » de cours d'eau, onze types de lacs naturels et dix-huit types de plans d'eau d'origine anthropique. Ce sont dix paramètres physiques et physico-chimiques (écorégion, niveau de salinité, vitesse du courant, composition du substrat...) parmi les quatorze listés dans la directive qui ont été utilisés pour établir les typologies des eaux côtières et les masses d'eau de transition. Ces dix critères ont permis de définir douze types de masses d'eau de transition et vingt-six types d'eaux côtières.

► Ces réseaux DCE ne donnent cependant pas forcément, en première approche, une vision exhaustive de la diversité spécifique, car les inventaires annuels ne permettent quasiment jamais d'obtenir une image complète des peuplements en place. L'intérêt réel de ces réseaux apparaîtra donc plus certainement après plusieurs années de suivi. C'est aussi grâce à des suivis à long terme qu'il sera possible de voir apparaître des tendances qui restent totalement indétectables sur une échelle interannuelle courte.

### Diversité fonctionnelle des peuplements retenus

La description fonctionnelle des espèces et des peuplements est complémentaire de la description taxinomique classique (encadré 2). Elle offre la possibilité d'établir des liens plus directs entre l'environnement et la présence des individus dans l'écosystème ; elle permet également de mieux comprendre le fonctionnement des systèmes et de comparer ces fonctionnements en s'affranchissant des différences taxinomiques. Si l'on considère que cette diversité fonctionnelle est garante du bon fonctionnement des systèmes, sa mesure peut permettre de rendre compte d'un certain état écologique tel que l'exige la DCE. Certains outils de diagnostic développés ou en cours de développement pour cette directive intègrent déjà des informations sur les caractéristiques fonctionnelles des espèces. L'indice poisson développé pour évaluer l'état des cours d'eau prend en compte le nombre d'espèces rhéophiles (adaptées à vivre dans de forts courants), la densité d'individus invertivores (dont le régime alimentaire est constitué d'invertébrés), par exemple. Cependant, l'utilisation des propriétés fonctionnelles des espèces est encore balbutiante en bio-indication.

### Les limites conceptuelles des réseaux

Un certain nombre de limites peuvent toutefois être formulées quant à la possibilité d'asseoir un bilan de la diversité à partir de l'application de la DCE, d'autres sur la possibilité d'utiliser les réseaux en tant qu'observatoires de la biodiversité.

Du point de vue de la diversité écosystémique, les plus petits milieux ayant été exclus des inventaires, la vision donnée par la DCE n'est que partielle. Par exemple, les seuils de taille minimum recommandés par l'Europe sont de 0,50 km<sup>2</sup> pour les masses d'eau de transition et les lacs, et de 10 km<sup>2</sup> pour les masses d'eau en rivière. Cela revient à dire qu'il y a une proportion du territoire qui n'est pas directement prise en compte par la DCE et qui ne fait souvent l'objet d'aucun suivi particulier. En outre, le caractère optionnel de certains descripteurs des milieux et la flexibilité des systèmes de classification que les États membres ont largement exploités, rend l'analyse de la diversité environnementale difficile à l'échelle européenne.

Du point de vue des diversités spécifique et fonctionnelle, tous les sites sélectionnés au titre de la DCE ne font pas l'objet d'une surveillance, car l'obligation réglementaire n'impose que la surveillance d'au moins une masse d'eau par type. Certaines espèces dont la distribution est spatialement réduite peuvent ainsi échapper aux inventaires DCE. De plus, les réseaux de suivi ont parfois (voire même souvent) été établis sans prendre

## 2 TYPES FONCTIONNELS ET DIVERSITÉ FONCTIONNELLE

Toute espèce joue un rôle sur le fonctionnement de l'écosystème dans lequel elle se trouve et avec lequel elle interagit. Ce rôle peut être appréhendé par un ensemble de fonctions écologiques.

La surface foliaire, l'architecture racinaire sont des traits fonctionnels utilisés pour décrire les végétaux, par exemple. Chez les macro-invertébrés et les poissons, les traits fonctionnels regroupent des caractéristiques biologiques ou morphologiques (taille, surface des nageoires...), des caractéristiques physiologiques (type de proies consommées, nombre d'œufs, préférences thermiques ou de potentiel hydrogène...) ou liées au comportement (mode d'alimentation, soin aux jeunes, migration...). Plusieurs espèces peuvent être équivalentes du point de vue de certaines fonction : *i.e.* les espèces détritivores, les espèces migratrices, et constituent ainsi des groupes fonctionnels. Le nombre de groupes fonctionnels constitue une mesure simple de la diversité fonctionnelle d'une communauté.

Ces caractéristiques des espèces peuvent aussi être utilisées pour constituer des indices de diversité fonctionnelle. Ces indices, plus ou moins complexes, rendent compte de l'importance de la richesse fonctionnelle et de sa distribution sur l'ensemble d'un gradient de diversité.

en considération leur intérêt pour suivre l'habitat d'une faune ou flore menacée. De tels enjeux sont considérés dans les réseaux Natura 2000 qui suivent une logique mieux adaptée à une problématique d'observatoire de la diversité spécifique et auxquels les réseaux DCE n'ont pas vocation à se substituer. Enfin, les méthodes d'évaluation de la composition et de l'abondance des espèces mises en œuvre dans les réseaux DCE répondent à des critères fixés pour une utilisation à large échelle. Bien qu'à même de rendre compte d'une certaine richesse spécifique, les efforts appliqués et les méthodes mises en œuvre ne permettent pas forcément un inventaire exhaustif des espèces. Le protocole de pêches aux filets maillant normalisé préconisé pour le suivi de l'ichtyofaune lacustre ne permet pas, par exemple, la capture des espèces rares localement ou dont les caractéristiques morphologiques sont particulières telle que l'anguille. Il a été montré aussi que, malgré un effort considérable, la richesse spécifique maximale en invertébrés benthiques était rarement atteinte dans les plans d'eau.

Enfin, du point de vue « observatoire » dans certains milieux et pour certains éléments de qualité biologique, les fréquences de suivi peuvent être réduites à une mesure tous les six ans ; l'observation de tendances pourra se faire au mieux après trois observations soit dix-huit ans... C'est évidemment beaucoup trop long en regard du cycle de vie de certains taxons.

### Ce que ne demande pas la DCE

La caractérisation génétique des populations est parfois réalisée dans des programmes particuliers concernant quelques espèces rares ou en danger. Les suivis de populations du chabot commun qui présente des populations génétiquement isolées en sont un bon exemple. Cependant la diversité génétique est une des composantes de la biodiversité qui n'est clairement pas prise en compte dans la DCE. En effet, les éléments de qualité biologique sont considérés à l'échelle du taxon. Quelques infor-

mations sur la diversité génétique peuvent être indirectement obtenues. Par exemple, l'estimation de l'abondance des individus présents dans les systèmes (requis par l'évaluation de l'état écologique) doit permettre de mesurer, à une échelle locale et régionale, le déclin de certains taxons et donc les risques de perte de matériel génétique associé sans toutefois qu'elle ne soit qualifiée. Cependant, est-ce que les fréquences d'observation et les efforts d'échantillonnages seront assez fins pour déceler ces risques ? On peut en douter. Si c'est le cas, seront-ils décelés suffisamment tôt pour que les mesures puissent y remédier ?

D'autre part, il est admis que les introductions d'espèces apportent une part de diversité génétique mais représentent aussi une menace pour cette diversité génétique, soit par le biais de l'hybridation qui conduit à une homogénéisation du pool génétique, soit par élimination progressive des espèces natives au profit des espèces introduites. Ainsi, un éclairage indirect sur la biodiversité et ses risques peut-être obtenu en considérant les espèces introduites et leur potentiel d'effets négatifs, dans la réalisation du diagnostic de l'état écologique. Cela suppose l'élaboration d'indicateurs qui englobent des informations rendant compte de la présence et de l'abondance de ces espèces non natives. Cela impose aussi de définir une liste d'espèces natives et non natives dont la constitution n'est pas évidente. À quelle échelle spatiale et temporelle dont-on se référer ? Doit-on tenir compte de présences très anciennes (préglaciaire, voire du Pliocène) ? Bien que tous les indicateurs ne soient pas encore stabilisés, la prise en compte des espèces non originaires d'Europe et/ou envahissantes semble bien enclenchée.

Enfin, la DCE ne considère pas tous les taxa ; le compartiment zooplanctonique, par exemple, a été exclu de l'évaluation de l'état écologique de tous les milieux. Cela interpelle dans la mesure où il est difficile de trouver une justification objective à un tel choix, ces consommateurs primaires étant très informatifs d'un point de vue fonctionnel. Cela se comprend d'autant moins que le *Clean Water Act* (loi sur la protection des eaux de surface des États-Unis adoptée en 1972) qui a été probablement un support du développement de la directive européenne, intègre le zooplancton dans le diagnostic d'état des milieux. De plus, le phytoplancton n'est pas requis dans la réalisation du diagnostic des cours d'eau et l'ichtyofaune n'est pas décrite dans les eaux côtières. Au-delà des difficultés que cela induit quant à la compréhension du fonctionnement des systèmes, on comprend aisément que la DCE ne permet pas de rendre compte de toute la diversité biologique.

## Conclusion et perspectives

Ainsi, il est clair que la directive cadre européenne sur l'eau contribue déjà, certes de manière imparfaite et imprécise, mais significativement à la connaissance de la biodiversité au sens large (écosystèmes, taxons présents et abondance, distribution). Du fait de la pérennité des réseaux, elle peut contribuer aussi à une mesure de son évolution.

D'autre part, la directive se veut un processus itératif et progressif. On peut sans doute imaginer une meilleure convergence des objectifs de surveillance des états écologique et chimique d'une part, et de la diversité biologique d'autre part, dans l'ajustement des réseaux (révision des masses d'eau suivies) et/ou des méthodes de surveillance (niveaux d'exigences variables selon les enjeux). De plus, la recherche doit encore produire beaucoup d'outils et de méthodes pour permettre l'application complète de la directive, qui devraient améliorer la connaissance de la diversité. La majorité des travaux présents sont centrés sur les composantes de base requises par la DCE, soit la composition et l'abondance taxinomique. Bien peu d'indicateurs traitent des aspects fonctionnels. La caractérisation de cette diversité fonctionnelle, qui nécessite encore des développements théoriques et l'introduction de métriques appropriées dans les outils de diagnostic, sont des pistes de travail très prometteuses, par exemple. D'autre part, il n'y a toujours pas aujourd'hui de regard croisé sur les différentes communautés. Cette approche systémique viendra probablement dans une deuxième phase d'application de la DCE, mais elle devrait contribuer à mieux approcher la biodiversité. ■

## Les auteurs

### Christine Argillier

Cemagref, centre d'Aix-en-Provence, UR HYAX, Hydrobiologie, Pôle études et recherches Onema/Cemagref Hydro-écologie plans d'eau, 33275 Route de Cézanne, CS 40061, 13182 Aix-en-Provence Cedex 5 christine.argillier@cemagref.fr

### Mario Lepage

Cemagref, centre de Bordeaux, UR EPBX, Écosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins, 50 avenue de Verdun, 33612 Cestas mario.lepage@cemagref.fr

## QUELQUES RÉFÉRENCES CLÉS...

- **COMMUNAUTÉ EUROPÉENNE**, 2000, Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000, Journal Officiel des Communautés européennes, L327.
- **HOOPER, D.U., CHAPIN, F.S., EWEL, J.J., HECTOR, A., INCHAUSTI, P., LAVOREL, S., LAWTON, J.H., LODGE, D.M., LOREAU, M., NAEEM, S., SCHMID, B., SETALA, H., SYMSTAD, A.J., VANDERMEER, J., WARDLE, D.A.**, 2005, Effects of biodiversity on ecosystem functioning: A consensus of current knowledge, *Ecological Monographs*, n° 75, p. 3-35.
- **KARR, J.R.**, 1981, Assessment of biotic integrity using fish communities, *Fisheries*, n° 6, p. 21-27.
- **LÉVÊQUE, C.**, 2001, *Écologie – De l'écosystème à la biosphère*, Dunod, Paris.