

L'état écologique des plans d'eau ; des acquis... et des interrogations : le peuplement piscicole est-il un indicateur pertinent ?

O. Schlumberger

► **To cite this version:**

O. Schlumberger. L'état écologique des plans d'eau ; des acquis... et des interrogations : le peuplement piscicole est-il un indicateur pertinent ?. Ingénieries - E A T, IRSTEA édition 2004, p. 17 - p. 27. <hal-00474034>

HAL Id: hal-00474034

<https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00474034>

Submitted on 18 Apr 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.

L'état écologique des plans d'eau ; des acquis... et des interrogations : le peuplement piscicole est-il un indicateur pertinent ?

Olivier Schlumberger

L'étude des peuplements piscicoles constitue une étape importante de la mise en œuvre de la Directive cadre européenne sur l'eau. Dans quelle mesure ces peuplements sont-ils des indicateurs pertinents ? Après un rappel des principes de la Directive et du rôle indicateur que jouent des groupes d'organismes vis-à-vis de leur milieu de vie, l'auteur développe les acquis mais aussi les questions qui se posent pour la qualification de l'état écologique des plans d'eau et la prise en compte de leurs peuplements.

La mise en œuvre de la Directive cadre européenne sur l'eau (DCEE) permettra d'établir un premier bilan de l'état écologique des milieux aquatiques à l'échelle européenne et de mettre en place des réseaux de surveillance. Il sera alors possible d'élaborer des plans de gestion qui entraîneront la révision des SDAGE¹ actuels. Des programmes de mesure permettront de concevoir des actions de restauration, au cas par cas, avec à la clé obligation de résultat : revenir à un « bon état écologique » pour les lacs naturels et au « bon potentiel écologique » pour les retenues artificielles.

Au préalable, des difficultés doivent être résolues : identification d'espèces indicatrices, détermination des bornes pour les classes de qualité écologique, ingénierie de la restauration écologique... Il n'est pas question ici d'aborder ces différents thèmes de manière exhaustive, mais de faire le point sur les acquis et les interrogations concernant l'application de la DCEE aux plans d'eau².

Après un rappel de la méthode proposée par la Directive, et du rôle indicateur que jouent des groupes d'organismes vis-à-vis de leur milieu de vie, son application au cas des plans d'eau est précisée. Une étape essentielle est la détermination d'un « état de référence » qui permet de « caler » tout le système d'évaluation de la qualité des différents compartiments biologiques pris en compte ;

son application aux peuplements piscicoles est mis en exemple. Dans cette approche complète et complexe, des interrogations subsistent, et un état des réflexions est présenté pour terminer.

Le principe général posé par la DCEE

L'objectif de la DCEE est d'atteindre des objectifs ambitieux : rétablir le « bon état » ou le « bon potentiel » écologique des milieux aquatiques, ce qui suppose un diagnostic de l'« état écologique » actuel de tout écosystème aquatique. Dans une première phase, il est nécessaire d'identifier les principales caractéristiques :

- de sa structure, qui est représentée par des compartiments de différentes dimensions, emboîtés les uns dans les autres pour certains d'entre eux (écosystème/biotope/biocénose/compartiments biologiques du réseau trophique/taxons) ;
- de son fonctionnement, évalué à différents niveaux, et qui résulte des interrelations physiques, chimiques, biologiques et comportementales entre les éléments de la structure.

Dans une deuxième phase, la comparaison de ce constat avec un « état de référence » permet d'évaluer le niveau de dégradation du milieu et d'en identifier les causes. Puis, dans un troisième temps, des opérations de gestion conservatoire (dans le meilleur des cas) ou de restauration seront mises en œuvre.

1. Schémas directeurs d'aménagement et de gestion des eaux.

2. Cet article s'appuie sur une partie d'un rapport intitulé « Directive cadre sur l'eau et plans d'eau », remis par le Cemagref au ministère de l'Environnement et du Développement durable (Direction de l'Eau) dans le cadre de la convention pluriannuelle d'objectifs 2003-2005 qui lie les deux organismes.

Les contacts

Cemagref,
UR Hydrobiologie,
Antenne de Montpellier,
BP 5095,
34196 Montpellier
Cedex 5

Le principe de la démarche : utiliser des organismes aquatiques comme indicateurs biologiques

Des biotopes particuliers peuvent être caractérisés par des associations d'espèces. Celles-ci résultent des contraintes géographiques, climatiques, morphologiques et hydrauliques qui prévalent sur un site. Ce constat donne la possibilité d'évaluer la qualité écologique d'un milieu par rapport à un état de référence (impacts d'origine anthropique nuls à faibles) en comparant leurs biocénoses respectives. Si de manière empirique, on parle de « lac à truite », de « lac à brochet » ou de « lac à sandre », de telles dénominations sont insuffisantes pour le scientifique.

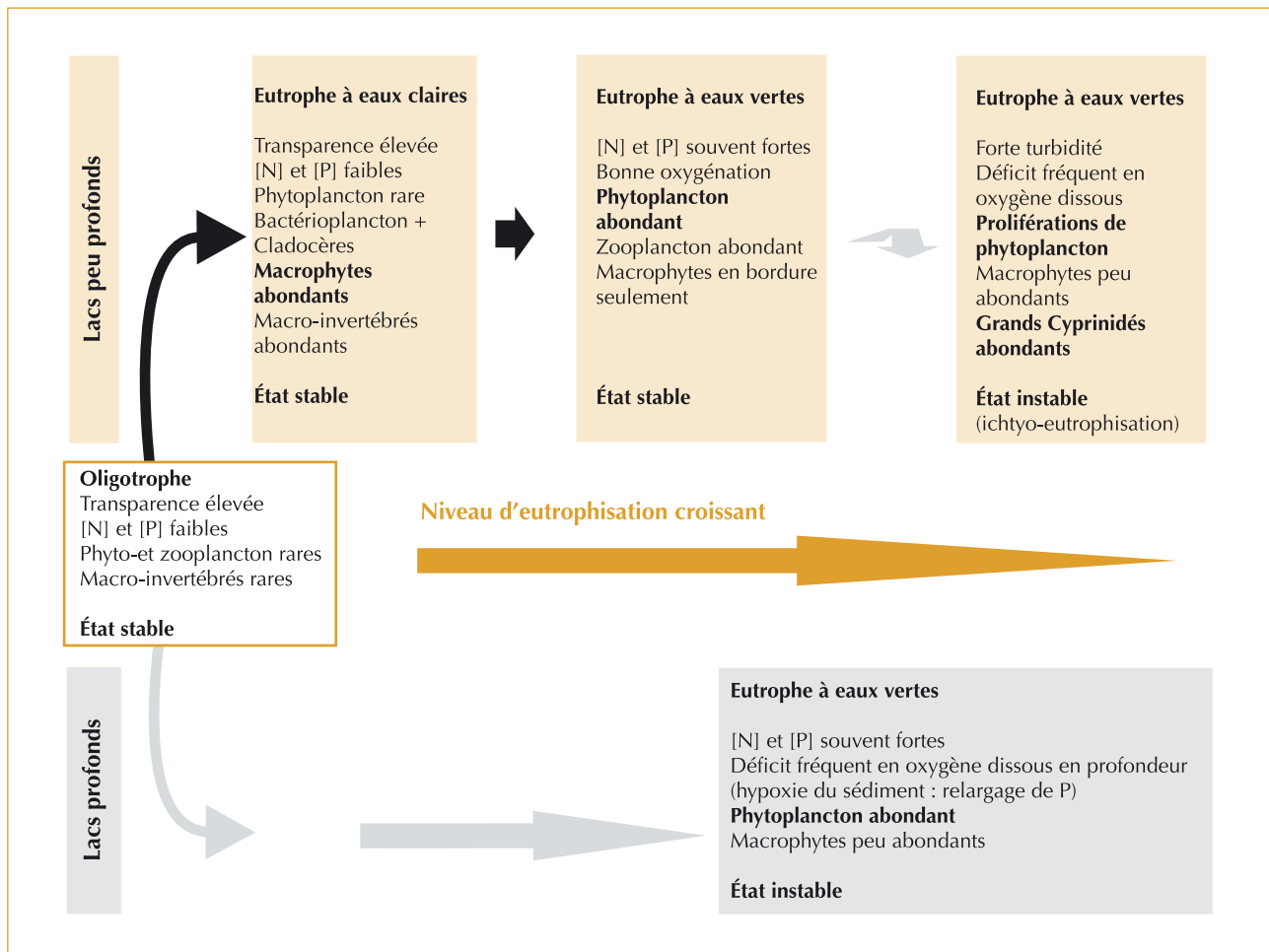
Dans les écosystèmes terrestres, dès le début du 20^e siècle, les botanistes avaient identifié des associations végétales typiques de conditions climatiques et pédologiques. Par la suite, il a été montré

qu'il leur correspondait des groupes d'insectes et d'oiseaux caractéristiques, et que l'ensemble évoluait par des remplacements d'espèces pour constituer des séries évolutives au sein de chaque compartiment, ces successions allant du stade de la pelouse à celui de la forêt. Plus récemment, pour les zones humides, une série de cortèges d'amphibiens ont été déterminés avec des variantes suivant les contraintes environnementales.

La succession des peuplements piscicoles en lacs et les contraintes environnementales qui les orientent sont précisés dans les encadrés 1 et 2 et la figure 1.

En cours d'eau, la zonation piscicole de l'amont vers l'aval a été établie par Huet dès 1949. Abou-tissement d'études de terrain, ces résultats ont été depuis corroborés par le développement et l'application des méthodes statistiques d'analyse de données.

▼ Figure 1 – Processus d'évolution des plans d'eau.



Encadré 1

Les lacs et leurs peuplements piscicoles successifs

Au cours du « vieillissement » des lacs, le milieu écologique qu'ils constituent évolue. Les dépôts de sédiments et de matières organiques colmatent progressivement les infractuosités du substrat dur (blocs, graviers), mais permettent le développement de macrophytes et celui de nombreux invertébrés. Des teneurs croissantes en azote et phosphore dissous favorisent le développement du plancton végétal (phytoplancton). L'eau devient verte et sa transparence diminue (figure 1). Parallèlement à ces évolutions, la composition du peuplement piscicole évolue.

Très schématiquement, dans les lacs profonds, on passera d'un peuplement à base de salmonidés avec des petits cyprinidés (vairon, goujon, ablette) à un peuplement caractérisé par le brochet, la perche et d'autres espèces se reproduisant dans la végétation aquatique. En final, devenu relativement turbide, le milieu sera plus favorable à des espèces comme le sandre, la carpe, la brème. Dans les lacs peu profonds (moins de 10 m en moyenne) et situés hors zone de montagne, les conditions thermiques ne sont pas favorables aux salmonidés, tandis que les macrophytes peuvent occuper des surfaces importantes. En conséquence, la succession d'ichtyofaunes ne comprend que deux étapes.

Cette eutrophisation naturelle du milieu où qualité de l'eau, flore et faunes évoluent simultanément, peut être très fortement accélérée par les activités humaines (en quelques dizaines d'années au lieu d'une dizaine de siècles...). Une telle « marche forcée » est très perturbatrice, la co-évolution entre espèces et entre les espèces et leur environnement n'est plus possible, en particulier pour les poissons. De nombreuses espèces disparaissent sans être remplacées, ou le sont, mais par des espèces ubiquistes.

Encadré 2

Fonctionnement et structuration des écosystèmes lacustres

Le fonctionnement des écosystèmes dulçaquicoles (circulation de matière et d'énergie) et leur structuration ont fait l'objet d'une approche quantitative grâce au programme biologique international 1964-1974. Le bilan (Le Cren et Lowe-McConnell, 1980) mettait en évidence la grande diversité des situations rencontrées et étudiées : les processus hydrodynamiques et les réponses biologiques des lacs varient à différentes échelles de temps et d'espace. Si différents modèles de régulation des écosystèmes ont été proposés (Pinel-Alloul *et al.*, 1998), il s'avère qu'aucun d'entre eux à lui seul ne peut expliquer les fluctuations observées. La prise en compte de l'hydromorphologie du lac (forme de la cuvette, stratification thermo-chimique) est nécessaire, tout autant que la présence et l'abondance des macrophytes, du zooplancton filtreur, des invertébrés et des espèces composant le peuplement piscicole.

Reposant sur la prise en compte de l'origine du plan d'eau (naturelle ou artificielle), de sa morphologie, de son altitude et de son usage dominant, la typologie actuelle retenue en France pour la DCEE débouche sur 12 types de lacs naturels (2 pour les lacs d'altitude et 10 pour les lacs de moyenne et basse altitude) et une quinzaine de types pour les retenues artificielles. Ainsi, pour un lac, la prise en compte de l'hydromorphologie (forme de la cuvette, stratification thermo-chimique) apparaît nécessaire, tout autant que la présence et l'abondance des macrophytes, du zooplancton filtreur, des invertébrés et des espèces composant le peuplement piscicole.

La structure de l'ichtyofaune et son fonctionnement découlent d'interactions entre les caractéristiques du biotope (climatologie, qualité de l'eau, diversité et zonation des habitats, ressources alimentaires disponibles), les exigences des espèces, les relations interspécifiques et éventuellement la pression de pêche. La composition du peuplement piscicole peut avoir des répercussions sur le fonctionnement de l'ensemble de l'écosystème en modifiant un autre compartiment de la biocénose (FAO-EIFAC, 2002) :

- par des répercussions directes. Si la pression de prédation est trop faible sur les grands cyprinidés (carpe et brème), ceux-ci occupent rapidement une part croissante du peuplement. Leur impact peut favoriser la turbidité et le développement algal, néfastes pour certains prédateurs (Jeppesen *et al.*, 1990). En phase ultime, ces espèces sont capables d'influer sur la totalité de la biocénose (phénomène d'ichtyo-eutrophisation) ;
- par des répercussions indirectes par le biais de successions-remplacements d'espèces carnivores.

Dans des conditions naturelles d'eutrophisation progressive des lacs (encadré 1 et figure 1), la succession-remplacement de carnivores tels que truite, brochet, sandre, concerne des espèces dont la fécondité est multipliée par un facteur 10 à chaque étape. Cela signifie que la pression de prédation s'accroît sur les espèces fourrage parmi lesquelles il se produit simultanément des remplacements par d'autres espèces ayant des stratégies de reproduction et des niches trophiques différentes. Des introductions intempestives de carnivores peuvent avoir un effet déstabilisant pour le peuplement.

Ces quelques aspects concernant la structure et le fonctionnement des plans d'eau rappellent que de nombreuses interconnexions existent entre les compartiments de l'écosystème. En conséquence, aucun d'entre eux ne peut être évalué indépendamment des autres. En outre, la structuration interne (composition spécifique) de chacun de ces groupes biologiques doit être prise en compte, car elle peut avoir des répercussions sur l'ensemble de l'écosystème et être elle-même indicatrice d'une « qualité » aussi bien du compartiment biologique lui-même que de l'écosystème dans son ensemble.

Une étape a été franchie aux États-Unis au début des années 1980, avec la mise au point d'indices (*Index of Biotic Integrity* IBI), ce qui a permis de passer de la description des peuplements piscicoles à leur qualification (caractéristiques des espèces représentées et proportions relatives, état sanitaire...). Leur état est évalué en final par une note qui le positionne sur une gamme de valeurs entre « l'état de référence » et l'état dégradé (« mauvais état »).

Pour les plans d'eau, cette méthode a été adaptée aux États-Unis dans le cadre du « *Lake and Reservoir Bioassessment Program* » de l'US-EPA (US Environmental Protection Agency, 1998). La terminologie basée sur le niveau d'eutrophisation n'est plus utilisée. La méthode se base sur la capacité de certains organismes aquatiques ou groupes à être des bioindicateurs vis-à-vis de la qualité de leurs conditions environnementales. Elle prend en compte d'autres compartiments de l'écosystème que la « méthode de diagnose rapide en plans d'eau » actualisée (Cemagref, 2003). Cette méthode d'évaluation a inspiré celle que la Directive cadre européenne sur l'eau (DCEE) prévoit de mettre en œuvre (tableau 1).

L'application de la méthode pour l'évaluation écologique des plans d'eau

Pour la caractérisation écologique des plans d'eau, outre l'hydromorphologie, des données sont collectées d'une part, dans le compartiment « physicochimie et polluants » et d'autre part, dans les compartiments (phytoplancton, macrophytes, macro-invertébrés, ichtyofaune) où des espèces ou groupes d'espèces peuvent être considérés comme des bioindicateurs de conditions écologiques particulières (figure 2). Ces données concernent la richesse spécifique de ces compartiments, les abondances spécifiques relatives et/ou des proportions entre groupes. Elles impliquent un travail de systématique qui peut être important.

Sur un site particulier, les indices de qualité déterminés pour les différents compartiments sont comparés à ceux correspondant à un état écologique « de référence » qui constituent l'objectif de qualité à atteindre pour la restauration, aussi bien à l'échelle du plan d'eau que pour chacun des compartiments biologiques, avec obligation de résultats (exigence de la DCEE).

Compartiments de l'écosystème utilisés pour évaluation	Diagnose rapide en plans d'eau (Cemagref)	<i>Lake and Reservoir Bioassessment Programme</i> (US EPA)	Directive cadre européenne sur l'eau (Plans d'eau)
Hydromorphologie	-	+	+
Rivage (émergé)	-	+ (évaluation de l'anthropisation)	-
Zone littorale (submergée)	-	+ (habitats disponibles)	-
Physicochimie de l'eau	+	+	+
Physicochimie du sédiment	+	+ (diatomées = conditions de milieu originelles)	-
Phytoplancton	+	+	+
Zooplancton	-	+	-
Macrophytes	-	+	+
Macro-invertébrés	-	+	+
Oligochètes	+	-	Pris en compte dans les macro-invertébrés
Mollusques	+	-	
Poissons	-	+	+

+ : critère retenu par la méthode ;

- : critère non utilisé

▲ Tableau 1 – Comparaison des critères retenus par différentes méthodes d'évaluation de la qualité des milieux lacustres.

Si des séries chronologiques sont disponibles, il devient plus facile de préciser l'origine de la perturbation observée (hydrologie, physicochimie, habitats, interactions biologiques). Si elle est possible, une modélisation peut permettre d'avoir des indications sur la tendance d'évolution du milieu (stabilité ou détérioration). Une gestion prospective du plan d'eau est alors possible en tenant compte de ses usages.

Ces informations permettent d'entreprendre, si nécessaire, des interventions de restauration, soit sur certains compartiments (revégétalisation), soit le plus souvent à l'échelle de l'écosystème : biomanipulation. De telles opérations doivent se prolonger sur plusieurs années.

Deux types d'informations sont donc pris en compte pour l'indice final de qualité :

- des informations concernant l'état écologique observé,
- des informations concernant le fonctionnement et la structuration de l'écosystème « plan d'eau ».

Une situation de bon état écologique est celle où à la fois :

- les transferts d'énergie et de matière entre les différents compartiments biologiques de l'écosystème (producteurs et consommateurs de niveaux

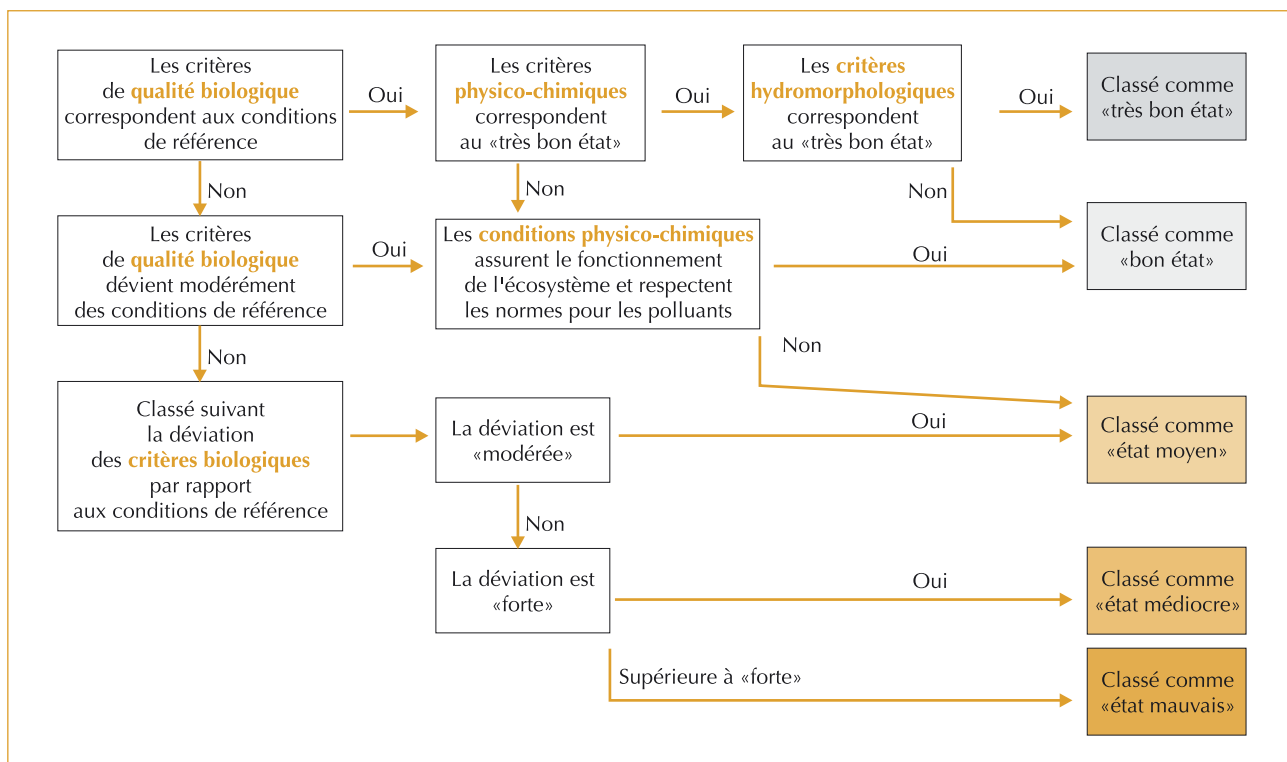
successifs) s'effectuent sans impasses trophiques (Pinel-Alloul *et al.*, 1998). La matière produite est consommée et recyclée, il n'y a pas d'accumulation de matière vivante ;

- les fluctuations du système sont limitées autour d'un niveau d'équilibre ;
- simultanément, il n'est pas observé d'impacts par des substances toxiques, ni de manière directe, ni par bio-accumulation.

L'état écologique de référence

À partir de différents types de lacs naturels soumis à un faible impact anthropique et pris comme « sites de référence », un état écologique de référence doit être établi pour chacun d'eux à partir des états de référence définis pour chacun des groupes biologiques retenus comme descripteurs, en dépit de biais dus à la capacité d'adaptation des espèces. Les paramètres biologiques pris en compte sont convertis en indices qui décrivent l'état des compartiments biologiques du réseau trophique, et définissent ensemble l'état écologique de référence (« très bon » ou « bon ») pour l'écosystème considéré. Dans le cas des plans d'eau artificiels, l'état de référence est

▼ Figure 2 – Détermination de l'état écologique des lacs naturels : prise en compte respective des critères biologiques, hydromorphologiques et physicochimiques (d'après rapport du groupe de travail ECOSTAT, novembre 2003).



dénommé « potentiel écologique maximum » ; il correspond à l'état « de référence » déterminé pour le type de lac naturel le plus semblable (compte-rendu du groupe de travail 2A-ECOS-TAT, nov. 2003).

La détermination de l'état de référence implique que trois étapes méthodologiques préalables aient été franchies :

– une décision concernant l'éloignement dans le temps de l'état écologique retenu comme référence, compte tenu de l'évolution du site. Est-ce avant 1850, début des grandes introductions d'espèces ou avant 1950, alors que les impacts anthropiques sont encore limités ? On fait l'hypothèse implicite que le fonctionnement de l'écosystème était « bon » à cette époque ;

– un accord sur le statut de nombreuses espèces de poissons et de macrophytes présentes actuellement (indigènes/naturalisées/invasives), qui est variable selon les bassins hydrographiques et qui conditionne la définition d'assemblages d'espèces « originelles » ;

– le choix des moyens mis en œuvre pour obtenir l'information nécessaire, à partir :

- d'une gamme de plans d'eau de référence existants,
- de l'exploitation de données historiques,
- de la paléolimnologie (US Environmental Protection Agency, 1998),
- d'expertise,
- de la modélisation.

Comme tout état écologique évolue, les données recueillies ponctuellement sur le terrain (dans le temps et l'espace) doivent être suffisamment pertinentes pour fournir des informations sur la tendance dynamique du système et les perspectives concernant la stabilité du système au sein de ses fluctuations naturelles, ou le risque de dysfonctionnement.

Par exemple, si l'abondance relative d'une espèce se situe à l'intérieur de la gamme de variation déterminée comme « normale » pour celle-ci compte-tenu de la qualité de son milieu, on peut considérer que la qualité du biotope satisfait aux exigences de l'espèce. Par contre, des effectifs faibles et une structure de population déséquilibrée (déficit pour certaines classes d'âge) indiquent que l'espèce rencontre des difficultés dans son environnement.

L'évaluation de la qualité du compartiment « ichtyofaune »

Le groupe biologique que constituent les poissons présente des avantages du fait de sa relative simplicité taxonomique et de sa capacité à exprimer des évolutions du milieu aquatique sur le moyen terme. En outre, compte-tenu de sa position dans le réseau trophique et de la biomasse qu'il représente, il joue un rôle fort, par son fonctionnement et sa structuration, dans la biocénose aquatique.

La zone pélagique d'un lac est généralement occupée par des espèces de grande taille qui participent fortement au fonctionnement de ce compartiment biologique ainsi qu'à celui de la biocénose lacustre.

La zone littorale abrite un certain nombre d'espèces particulières aux habitats littoraux (loche, goujon, lote au stade juvénile...) d'intérêt patrimonial ou ayant un rôle indicateur.

L'évaluation de l'état du peuplement piscicole sur un plan d'eau nécessite de prendre en considération :

- des espèces indicatrices d'un état de la biocénose dans son ensemble,
- des espèces dont la présence dépend de la qualité et de la diversité des habitats de la zone littorale (blocs, graviers, sable, sédiment organique, végétation).

La connaissance préalable des limites de tolérance des différentes espèces présentes vis-à-vis de divers paramètres environnementaux (température, pH, préférence d'habitats à différents stades) est donc nécessaire.

Pour tenir compte à la fois de la variété des habitats occupés (zone littorale, pélagique, benthique) et du comportement des espèces (territoriale, grégaire, ou dans des abris), les méthodes d'inventaire piscicole stratifié combineront l'usage de différents matériels de capture (document prEN 14757, août 2003).

Les données collectées doivent permettre de connaître la structure du peuplement, ainsi que les caractéristiques en tailles et poids de populations particulières (espèces carnivores ou d'intérêt patrimonial).

Concernant le peuplement, le retour d'expérience d'opérations de bio-manipulation rappelle qu'il conviendra de tenir compte de la proportion

d'espèces piscivores présentes ainsi qu'aux tailles relatives entre les individus d'espèces proies et celles de leurs prédateurs. Le maintien de la pression de prédation (par la perche, le brochet, le sandre, voire le silure) doit assurer l'absence d'une impasse trophique constituée d'un stock de cyprinidés de grande taille (carpe, brème, gardon) échappant aux capacités d'ingestion des piscivores.

Pour évaluer la structure des populations, la méthode proposée ne prend en compte que les otolithes et les écailles, alors que l'usage d'autres pièces osseuses (cleithrums, opercules ou rayons osseux de nageoires) a montré son intérêt. Enfin, l'évaluation de la « qualité » d'une population de poissons pourrait mettre à profit des indices tailles-fréquences d'usage courant en Amérique du Nord pour comparer la structure en tailles de différentes populations de même espèce (*Proportional et Relative Stock Density* ; ministère de l'Environnement et de la Faune, 1994). Cette approche, qui intègre dans ses résultats l'aspect fonctionnel de la population dans son environnement, a été appliquée en Europe à titre de simplification méthodologique pour l'application de la Directive cadre (Gassner *et al.*, 2003 ; Moss *et al.*, 2003).

Le statut de certaines espèces de poissons varie suivant les bassins hydrographiques ou les régions biogéographiques. Par exemple, le sandre est « indigène » dans le bassin du Danube et en Scandinavie, mais « introduit » ailleurs en Europe occidentale, tandis que la carpe serait « introduite » dans toute l'Europe. Une harmonisation à l'échelle européenne serait une simplification, mais d'un point de vue écologique, il convient de préserver des particularités biogéographiques.

Pour les lacs peu profonds (profondeur moyenne inférieure à 3 m, rares en France), un système d'évaluation de la qualité (ECOFRAME version 8) a été testé par un groupe de travail qui propose certaines adaptations et simplifications (Moss *et al.*, 2003).

Les particularités et les difficultés de cette approche

Dans une perspective de protection-restauration du milieu lacustre, l'approche demandée par la DCEE peut être qualifiée d'écosystémique puisqu'elle concerne la gestion intégrée d'un écosystème. Il s'agit de conserver sa structure et sa dynamique pour préserver les divers services

qu'il assure. Il faut noter dans la réflexion actuelle l'absence de prise en compte des relations entre plan d'eau et cours d'eau et des effets réciproques de la gestion d'un type de milieu sur l'autre.

Préalablement, des difficultés d'ordre scientifique et méthodologique, doivent être résolues pour concrétiser sur le terrain le concept de la DCEE. Ces problèmes concernent plus particulièrement :

- l'évaluation de l'état écologique des lacs,
- l'évaluation des impacts subis par le milieu,
- les objectifs de restauration et leurs limites,
- les conséquences socioéconomiques de ces mesures de restauration du milieu.

Concernant l'évaluation de l'état écologique

En disposant d'un système de référence, il devient possible de définir des classes de qualité et leur bornes pour préciser des états de dégradation successifs pour les différents compartiments biologiques et leurs espèces indicatrices. Cela implique qu'un certain nombre de difficultés préalables soient résolues, à savoir :

- en France, la quasi-absence de lacs de basse altitude où l'impact anthropique peut être considéré comme négligeable, implique que l'« état écologique de référence » ne puisse être déterminé que par des voies indirectes ;
- les méthodes de capture doivent être exhaustives vis-à-vis des organismes recherchés ; toutes les espèces doivent pouvoir être capturées quels que soient leurs habitats ;
- l'identification d'organismes bioindicateurs au sein des différents compartiments biologiques et la détermination des limites de leurs capacités indicatrices ; on s'intéressera à une population de brochet pour son rôle dans le fonctionnement général du réseau trophique et à une population de goujon comme révélatrice de l'artificialisation de la zone littorale ;
- la détermination, pour les différents compartiments retenus, des critères distinguant l'état écologique « bon » des états « moyen » à « mauvais ». L'évaluation pratique de cet état « moyen » a des conséquences importantes. Bien qu'il ne dévie que « modérément » de l'état de référence, il oblige à mettre en œuvre des opérations de restauration, avec des répercussions socioéconomiques ;

– l’inter-calibration des informations provenant de plans d’eau de types différents ; en effet, suivant leur hydro-morphologie, l’ontogenèse des plans d’eau ne suit pas les mêmes étapes écologiques (succession d’états stables, ou au contraire, basculement vers un état instable.

Des informations complémentaires mériteraient par ailleurs d’être également prises en compte pour une évaluation globale de l’écosystème :

– la présence d’espèces d’intérêt patrimonial, partiellement inféodées au milieu lacustre (végétaux, amphibiens...),

– l’impact direct de certains compartiments de la biocénoses (prolifération de phytoplancton ou macro-algues) sur l’usage du plan d’eau (eau potable, baignade...),

– l’impact indirect sur la biocénose de substances toxiques d’origine endogène (par exemple, aluminium et mercure devenant biodisponibles dans certaines conditions sur substrat acide et s’accumulant dans la chaîne alimentaire ; (Campbell *et al.*, 1992 ; Snodgrass *et al.*, 2000 ; Ullrich *et al.*, 2001).

Concernant les impacts et leur évaluation

L’évaluation de l’impact des pressions anthropiques pose un problème à la fois méthodologique et scientifique. À grande échelle, il ne faut pas oublier l’origine anthropique de pollutions ou contaminations se faisant par le biais de l’eau de pluie et de la neige (Galsomies *et al.*, 1999 ; Croisé *et al.*, 2002). Sur un lac déterminé, une « pression » peut représenter un risque, mais ne pas avoir d’impact sur le milieu. L’anthropisation peut être forte sur le bassin versant mais n’avoir qu’un impact faible sur le plan d’eau. Inversement, l’anthropisation peut être globalement faible, mais avec un impact local fort sur un habitat particulier, éventuellement nécessaire pour le cycle biologique d’une espèce indicatrice (surtout en zone littorale). En effet, tous les habitats d’un plan d’eau n’ont pas la même importance pour une espèce donnée, mais chaque espèce présente doit trouver dans le plan d’eau tous les habitats nécessaires à son cycle biologique pour pouvoir s’y maintenir.

La zone littorale doit faire l’objet d’une attention particulière. Zone de contact entre deux milieux différents et utilisé par des espèces à statut de protection particulier ou bioindicatrices (végétaux, poissons, batraciens), cet écotone est très exposé à l’anthropisation, aussi bien massive que diffuse.

Sa prise en compte doit incorporer les contraintes réglementaires de protection existantes (Directive habitats...).

Concernant la restauration et ses limites

Le bilan des entreprises de restauration de plans d’eau (biomanipulation) montre que ces tentatives d’oligotrophisation se heurtent à des contraintes d’origines diverses, outre le fait que des succès n’ont été obtenus que sur des plans d’eau de faible profondeur où les interventions étaient facilitées (restauration des herbiers, pêche sélectives).

Vis-à-vis de la qualité de l’eau

En réduisant les flux de N et P dissous entrants, on peut espérer à terme une amélioration de l’état du plan d’eau, mais subsiste le problème du stock interne de phosphore présent dans le sédiment, qui freine l’oligotrophisation du système et le maintient dans une situation eutrophe.

Dans les zones profondes des lacs stratifiés, l’oxygénation dépend du brassage hivernal, lui-même lié aux conditions thermiques hivernales. Pour cela, une période de basses températures prolongées est nécessaire, mais c’est une situation qui a tendance à devenir moins fréquente avec le réchauffement climatique en cours (voir en particulier le rapport de la Commission internationale pour la protection des eaux du Léman, CIPEL-saison 2001).

Vis-à-vis de la qualité des habitats

S’il est toujours possible de ré-introduire une espèce dans un milieu d’où elle a disparu du fait de sa dégradation, rien ne dit qu’elle réussira à s’y établir durablement si une restauration approfondie de son biotope n’est pas entreprise. Ainsi, des interventions pour reconstituer ou remplacer des frayères colmatées en créant des éboulis artificiels dans certains lacs alpins n’ont eu qu’un succès limité vis-à-vis de l’espèce cible (l’omble *Salvelinus alpinus*) compte tenu de la dégradation générale du milieu (faible oxygénation, matières en suspension).

Vis-à-vis de la qualité de la végétation aquatique

La végétation aquatique a un rôle primordial dans la stabilisation des rives, dans l’immobilisation d’éléments nutritifs (azote et phosphore) et en constituant des habitats recherchés par de nombreux organismes (invertébrés, poissons, amphibiens, oiseaux).

Le groupe des hydrophytes (végétaux submergés), par leur abondance et leur composition taxonomique, reflète le niveau d'eutrophisation et la qualité de l'eau, tandis que les héliophytes (émergés) sont plus liés à l'hydraulique (batillage, marnage). La pente, la structure de la zone littorale et son exposition aux vagues (action du vent, activités motonautiques) sont des paramètres importants à prendre en compte pour toute intervention de restauration.

Vis-à-vis de la qualité du peuplement piscicole

Le peuplement piscicole en place peut lui-même être un obstacle à la ré-introduction d'espèces « originelles » correspondant à l'état de référence, du fait de la présence d'espèces introduites qui peuvent être soit :

- compétitrices vis-à-vis d'une ressource (proies, zone de ponte...),
- ou prédatrices directes.

Entreprendre la restauration du milieu physique, en particulier le décolmatage des dépôts grossiers par des sédiments organiques, peut constituer le point de blocage pour une opération de réhabilitation d'une certaine ampleur. Pour les végétaux comme pour le peuplement piscicole, des solutions pour leur restauration existent, mais en pratique, leur mise en œuvre n'est envisageable que sur des plans d'eau de surface restreinte et/ou de faible profondeur. L'acceptabilité des coûts et des contraintes liés à la restauration conditionnent son propre succès.

Mais quel avenir pour l'ichtyofaune lacustre ? Les associations d'espèces de poissons (mais aussi de plancton, de macrophytes, d'invertébrés) décrites jusqu'ici résultent de l'évolution passée et plus ou moins récente des contraintes environnementales des lacs vis-à-vis des exigences écologiques des espèces. Le biologiste se doit de s'interroger sur leur avenir et leurs évolutions face au réchauffement climatique en cours. Si une évaluation a été réalisée pour les milieux d'eau courante (programme GICC AQUABIO, rapport de novembre 2003), rien d'équivalent n'est disponible pour les plans d'eau. Les publications scientifiques sont ponctuelles, limitées à un élément particulier du réseau trophique, et souvent contradictoires... ce qui révèle la diversité des situations sur le terrain. En restant prudent, on peut penser que des températures annuelles plus élevées pourraient induire une augmentation de

la production primaire planctonique. Si cette plus grande abondance de phytoplancton peut être incorporée dans le réseau trophique, il en résulterait une productivité accrue de l'écosystème. On aurait alors affaire à une eutrophisation du milieu sous forçage thermique (ou climatique), et non plus du fait de teneurs accrues en azote et phosphore dissous dans la masse d'eau. Dans de telles conditions, la restauration de l'écosystème aquatique telle que l'envisage la DCEE devient éminemment problématique...

Les aspects socioéconomiques

Pour la restauration des milieux lacustres, il semble se dégager un certain consensus autour d'un niveau d'oligotrophisation qui soit socialement acceptable, compte tenu des divers usages que peut avoir un plan d'eau. Il correspond à une concentration en P total de 40 à 50 mg/m³. Cela permet d'avoir une eau claire, favorable pour la baignade et des usages d'eau potable, tout en maintenant une production piscicole satisfaisante pour les activités de pêche (bien que plus faible) et sans accélérer l'évolution naturelle du plan d'eau. Cette situation correspond à la limite des classes de qualité « très bonne » et « bonne » prévue dans le SEQ-Plans d'eau, mais elle est cependant inférieure à l'état « de référence » pour beaucoup de lacs peu profonds de basse altitude.

Il apparaît de plus en plus nettement que l'évaluation du coût économique et environnemental de la restauration des milieux lacustres risque de constituer pour la décennie à venir un sujet de controverses entre écologues, écologistes, usagers, gestionnaires et responsables de calculs économiques (Cohen de Lara et Dron, 1998 ; Harris et Fraser, 2002).

Conclusion

Au terme de cette réflexion, il apparaît que la Directive cadre européenne sur l'eau peut être à l'origine de nouvelles démarches en raison de la nécessaire prise en compte de la dimension biologique des milieux aquatiques. L'ichtyofaune peut ainsi contribuer à la caractérisation, à l'évaluation et au suivi de la qualité du milieu.

Sa traduction en termes concrets dans la gestion de ces milieux, dans leur diversité historique, géographique et d'usages, nécessite un travail novateur non seulement pour normaliser la phase de diagnostic de l'état d'un milieu donné (observations puis interprétation des données par

rapport à un état de référence), mais aussi pour avancer dans la phase de conception des actions de restauration et du suivi de leurs retombées écologiques et socioéconomiques. La réussite du processus engagé au titre de la Directive cadre sur l'eau va aussi se jouer dans la capacité

d'initier un réel travail de collaboration entre les gestionnaires et acteurs intervenant techniquement pour la restauration de ces milieux et les équipes scientifiques, au travers de retours d'expérience, voire d'actions de gestion expérimentale. □

Remerciements

Je tiens à remercier Jacques Barbe et Michel Philippe (UR Biologie des écosystèmes aquatiques, Cemagref Lyon) et Christian Rigaud (UR Écosystèmes estuariens et poissons migrateurs amphihalins, Cemagref Bordeaux) pour leurs remarques et suggestions concernant ce document.

Résumé

De nombreux hydrobiologistes et limnologues européens sont mobilisés autour de la mise en œuvre de la Directive cadre européenne sur l'eau (DCEE). Elle implique non seulement de réaliser un état des lieux pour divers écosystèmes aquatiques (cours d'eau, lacs...), mais d'établir des jugements sur leur plus ou moins bonne qualité et fonctionnement. Pour cela, des méthodologies doivent être mises au point et des travaux de recherche finalisée entrepris.

Des interrogations subsistent encore sur la manière de déterminer l'état de référence d'un écosystème et pour fixer des critères de qualité écologique aux différents compartiments biologiques. Un exemple d'application aux peuplements piscicoles illustre les points en suspens et les résultats obtenus. Concernant la restauration des milieux lacustres, qui est le point crucial de la DCEE, des retours d'expérience positifs sont acquis, mais leur mise en œuvre sur tous les types de plans d'eau constitue encore un défi pour les scientifiques et les gestionnaires.

Abstract

Numerous hydrobiologists and limnologists in Europe are mobilised for the application of the European Water Framework Directive (EWFD). It implies the definition of the condition of all aquatic ecosystems (rivers, lakes,...) and the assessment of their quality and functioning. For this purpose methodologies and finalised research works are needed.

Interrogations are still remaining about the way to determine the reference condition of an ecosystem and to define the criteria to assess the ecological quality of its various biological components. As an example the case of the fish community illustrates the present knowledge and the questions.

About the restoration of the lacustrine ecosystems which is the ultimate objective of the EWFD, positive returns of experience are acquired but methods will have to be transferable to any type of water body...at an acceptable socio-economical cost. This latter aspect is by itself a challenge for managers and scientists.

Bibliographie

CAMPBELL, P.-G.-C. ; HANSEN, H.-J. ; DUBREUIL, B. ; NELSON, W.-O., 1992, Geochemistry of Quebec north shore salmon rivers during snowmelt: organic acid pulse and aluminium mobilization, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 49, p. 1938-1952.

CEMAGREF, 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, Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 110 p.

COHEN DE LARA, M. ; DRON, D., 1998, Évaluation économique et environnement dans les décisions publiques, *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 33, p. 23-38.

CROISÉ, L. ; ULRICH, E. ; DUPLAT, P. ; JAQUET, O., 2002, *RENECOFOR : deux approches indépendantes pour l'estimation des dépôts atmosphériques totaux hors couvert forestier sur le territoire français*, Office national des Forêts (départ. Recherche et Développement), Paris, 105 p.

FAO-EIFAC, 2002, *The effects of fisheries management on freshwater ecosystems*, Symposium on inland fisheries management and the aquatic environment, Windermere, edited by FAO, European Inland Fisheries Advisory Commission-22th session, 48 p.

GALSOMIES, L. ; SAVANNE, D. ; LETROUT, M.-A. ; AYRAULT, S. ; CHARRE, B., 1999, Retombées atmosphériques de métaux en France : estimation par dosage dans les mousses – Campagne 1996, ADEME Éditions, 187 p.

GASSNER, H. ; TISCHLER, G. ; WANZENBÖCK, J., 2003, Ecological integrity assessment of lakes using fish communities-suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes, *International Review of Hydrobiology*, 88, p. 635-652.

HARRIS, M. ; FRASER, I., 2002, Natural resource accounting in theory and practice: a critical assessment, *The Australian Journal of Agricultural and Resource Economics*, 46, p. 139-192.

JEPPESEN, E. ; JENSEN, J.-P. ; KRISTENSEN, M. ; SÖNDEGAARD, M. ; MORTENSEN, E. ; SORTK-JAER, O. ; OLRİK, K., 1990, Fish manipulation as a lake restoration tool in shallow, eutrophic, temperate lakes 2: threshold levels, long-term stability and conclusions, *Hydrobiologia*, 200/201, p. 219-227.

LE CREN, E.-D. ; LOWE-MCCONNELL, R.H. (Ed.), 1980, *The functioning of fresh water ecosystems*, International Biological Programme, 22, 588 p.

Ministère de l'Environnement et de la Faune, 1994, *Guide de normalisation des méthodes utilisées en faune aquatique au MEF*, Direction de la faune et des habitats – Directions régionales, Québec, 37 p.

MOSS, B. *et al.*, 2003, The determination of ecological status in shallow lakes-a tested system (ECOFAME) for implementation of the European Water Framework Directive, *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 13, p. 507-549.

PINEL-ALLOUL, B. ; MAZUMDER, A. ; LACROIX, G. ; LAZZARO, X., 1998, Les réseaux trophiques lacustres : structure, fonctionnement, interactions et variations spatio-temporelles, *Revue des Sciences de l'Eau*, N° special, p. 163-197.

SNODGRASS, J.-W. ; JAGOE, C.-H. ; BRYAN, A.-L. ; BRANT, H.-A. ; BURGER, J., 2000, Effects of trophic status and wetland morphology, hydroperiod and water chemistry on mercury concentration in fish, *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57, p. 171-180.

ULLRICH, S.-M. ; TANTON, T.-W. ; ABDRAHITOVA, S.-A., 2001, Mercury in the aquatic environment: a review of factors affecting methylation, *Critical Reviews in Clinical Laboratory Sciences*, 31, p. 241-293.

US Environmental Protection Agency, 1998, *Lake and reservoir bioassessment and biocriteria*, Technical guidance document, Washington, DC, 252 p.