

État de santé des écosystèmes aquatiques
Les variables biologiques comme indicateurs



Actes du séminaire national
Paris, 2 - 3 novembre 1994

*HydrO*systemes

Cemagref
EDITIONS

État de santé des écosystèmes aquatiques

Les variables biologiques comme indicateurs

Le GIP HydrOsystemes a été créé par six organismes français de recherche (BRGM - Cemagref - CNRS - IFREMER - INRA - ORSTOM) auxquels s'est associé l'OIEau. L'objectif est de promouvoir une approche intégrée des hydrosystèmes et de mobiliser la communauté scientifique sur cet objectif.

Cinq principales missions

■ **faciliter les actions communes des membres fondateurs.** Le GIP fournit aux acteurs un cadre formel pour organiser l'échange d'informations, préparer et négocier des actions de recherche entre eux et avec des tiers, assurer la mise en place de moyens expérimentaux.

■ **dialoguer avec les utilisateurs : faciliter et améliorer le transfert de connaissances** entre les structures nationales impliquées dans la gestion des hydrosystèmes et la communauté scientifique.

■ **valoriser les résultats de la recherche** en organisant des séminaires nationaux et internationaux, et en coordonnant la rédaction de synthèses et de manuels. Faciliter l'accès à l'information.

■ **renforcer les relations** entre instituts de recherche et structures de formation, en particulier les grandes écoles et les universités.

■ **représenter la Communauté scientifique** française au niveau national et international.

Des thèmes de recherche prioritaires

- les transferts d'eau et de substances dissoutes ou en suspension.
- les systèmes biologiques.
- les sociétés et les hydrosystèmes.

L'approche intégrée du fonctionnement et de la gestion des hydrosystèmes nécessite également une recherche sur les méthodes et les outils, de la modélisation à l'élaboration de bases de connaissance.

Le GIP assure également la promotion de sites ateliers où les différentes disciplines peuvent réaliser des recherches complémentaires sur le long terme.

Photo de couverture (Balmain J.-P., Mai 1993) : Larve d'un éphéméroptère au stade de prénymphe, posée sur un fond sableux.

Actes du séminaire national HydrOsystemes. Paris 2-3 nov. 1994 - Coordination scientifique : N. Chartier-Touzé, Y. Galvin, C. Lévêque, Y. Souchon. Coordination de l'édition : J. Baudel - Impression et façonnage : Ateliers Dicova, BP 22, 92162 Antony Cedex - Vente par correspondance : Publi-Trans BP 22, 91167 Longjumeau Cedex 9, tél. 01 69 10 85 85. Diffusion aux libraires : TEC et DOC Lavoisier, 19 rue de Provigny, 94236 Cachan Cedex, tél. 01 47 40 67 00 - © Cemagref 1997, ISBN 2-85362-456-0 Dépôt légal : 1^{er} trimestre 1997 - Prix : 185 F TTC.

Séminaire national

HydrOsystemes

Etat de santé des écosystèmes aquatiques Les variables biologiques comme indicateurs

Coordination scientifique :

Nathalie Chartier-Touzé (1)
Yannick Galvin (2)

Christian Lévêque (3)
Yves Souchon (3)

(1) Ministère de l'Environnement / Direction Générale de l'Administration et du Développement / Service de la Recherche et des Affaires Economiques

(2) Ministère de l'Environnement / Direction de l'Eau

(3) Groupement d'Intérêt Public sur les Hydrosystèmes

AVANT-PROPOS

La préservation et la restauration de la qualité écologique des eaux sont des objectifs que les pouvoirs publics se sont fixés tant en France qu'au niveau européen : la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 et les directives européennes, directive "habitat" et directive en cours sur la qualité écologique des eaux, en sont autant de jalons.

Mais qu'est-ce que la "qualité écologique" des cours d'eau ? Comment la mesurer, comment évaluer son évolution ? En d'autres termes, comment quantifier ou même qualifier scientifiquement cet état ?

Il existe diverses mesures physico-chimiques de la qualité de l'eau mais la qualité du "milieu vivant" ou plutôt son "état de santé", ne s'appréhende que grâce à des méthodes susceptibles de rendre une réponse globale, intégrant un maximum de paramètres représentatifs du milieu. Les méthodes biologiques qui, elles mêmes, reposent sur la mesure de différentes variables sont susceptibles d'apporter cette réponse intégrée.

Le séminaire national intitulé "les variables biologiques : des indicateurs de l'état de santé des écosystèmes aquatiques" qui s'est tenu à Paris les 2 et 3 novembre 1994 a été conçu par le Service de la Recherche et des Affaires Economiques et la direction de l'Eau du ministère de l'Environnement, avec le concours du Groupement d'Intérêt Public sur les Hydrosystèmes. Ce séminaire avait pour objectif, d'une part, de répondre à la nécessité de transfert des connaissances scientifiques sur les indicateurs biologiques vers leurs utilisateurs et, d'autre part, de permettre aux scientifiques et aux gestionnaires d'exprimer leurs besoins et leurs interrogations en la matière.

Les actes de ce séminaire sont donc avant tout un recueil de l'état des connaissances scientifiques et des réflexions sur les indicateurs biologiques de la qualité des eaux. Une approche prospective en matière d'utilisation, de recherche et de développement d'outils biologiques y est également proposée.

Grâce à ce séminaire, des axes de recherche prioritaires ont été définis et un appel à propositions de recherche a été lancé. Il donne lieu à un programme de recherche financé depuis 1995 par le ministère de l'Environnement et dont les résultats doivent concourir à l'élaboration des outils biologiques de demain.

Nathalie CHARTIER-TOUZÉ,
*Chargée de mission
du Service de la Recherche
et des Affaires Economiques
du Ministère de l'Environnement*

Jacques VARET,
*Chef du Service de la Recherche
et des Affaires Economiques
du Ministère de l'Environnement*

SOMMAIRE

Les variables biologiques : contexte et objectifs

Président de séance : Jean-Luc LAURENT
*Ministère de l'Environnement,
Direction de l'Eau*

État de santé des écosystèmes aquatiques : l'intérêt des variables biologiques

Christian LÉVÊQUE, *Directeur du Groupement d'Intérêt Public
Hydrosystèmes*..... 13

Les variables biologiques au service de la gestion des écosystèmes aquatiques

Claude LASCOMBE, *Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse*..... 27

La protection des espaces et des espèces à travers le réseau Natura 2000

Dominique RICHARD, *Ingénieur de Recherche au Muséum National
d'Histoire Naturelle*..... 39

État actuel et projets de la normalisation aux niveaux AFNOR, CEN, ISO

Roger CABRIDENC, *Directeur scientifique de l'Institut National de
l'Environnement Industriel et des Risques* 47

Ecorégions et systèmes de référence

Jean-Gabriel WASSON, *Institut de recherche pour l'ingénierie de
l'agriculture et de l'environnement*..... 55

Quelles variables biologiques pour quels objectifs de gestion ?

Michel KHALANSKI, *Electricité de France* et Yves SOUCHON, *Institut de
recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement*.... 67

Les indicateurs et systèmes d'alerte

Président de séance : Eric VINDIMIAN,
*Direction Régionale de la Recherche et de la Technologie
de la région Rhône-Alpes.*

Détection en continu de la toxicité des eaux

Paule VASSEUR, *Directrice du Centre des Sciences de l'Environnement de Metz*..... 113

Les tests de toxicité précoce

Jeanne GARRIC, *Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de l'environnement de Lyon*..... 127

Les biomarqueurs d'exposition

Gilles MONOD, *Institut National de la Recherche Agronomique de Rennes.* 145

Les réseaux d'alerte : l'expérience de l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer.

Claude ALZIEU, *Directeur-adjoint de l'Environnement Littoral à l'Institut Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer*..... 149

Les réseaux d'alerte : expérience de la Lyonnaise des Eaux.

Nadine DUMOUTIER et Jean-Pierre BARBIER, *Lyonnaise des Eaux - CIRSEE*..... 163

Bioindicateurs pour la prévision, le diagnostic et les constats d'impact

Président de séance : Patrick BLANDIN,
*Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche,
Professeur au Muséum National d'Histoire Naturelle*

Sur l'utilisation des diatomées dans le diagnostic biologique de la qualité des eaux courantes - Intérêt et limite des indices

Michel COSTE, *Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de
l'environnement*..... 171

Les macrophytes, estimateurs de la qualité des cours d'eau

Jacques HAURY, *Ecole Supérieure d'Agronomie de Rennes, Institut
National de la Recherche Agronomique, Groupement d'Intérêt Scientifique
sur les Macrophytes*..... 195

Le macrobenthos et "l'état de santé" des eaux douces. Fondements, contraintes et perspectives

Jean VERNEAUX, *Professeur à l'Université de Franche-Comté*..... 215

Les poissons comme "indicateur biologique" de l'état des écosystèmes aquatiques

Jean ALLARDI, *Institut de recherche pour l'ingénierie de l'agriculture et de
l'environnement*..... 229

Bioindicateurs pour l'évaluation et le suivi de "l'état de santé" des écosystèmes

Président de séance : Germain LEYNAUD,
*Ministère de l'Environnement,
Mission d'Inspection Spécialisée de l'Environnement*

De la qualité des eaux à l'état de santé des écosystèmes aquatiques : pourquoi, comment, où ?

Michel MEYBECK, *Université Pierre et Marie Curie*..... 245

Les réseaux d'observation et de surveillance

Alain LOUIS, *Direction Régionale de l'Environnement de Bourgogne,*
Claude LASCOMBE, *Agence de l'Eau Rhone-Méditerranée-Corse*..... 259

L'exemple du réseau hydrobiologique et piscicole du Conseil Supérieur de la Pêche

Jean-Pierre PORCHER, *Conseil Supérieur de la Pêche*..... 275

Les données synthétiques nécessaires à l'élaboration d'un tableau de bord environnemental

Philippe CROUZET, *Institut Français de l'Environnement*..... 281

Conclusion générale

Christian LÉVÊQUE, *Directeur du Groupement d'Intérêt Public sur les
Hydrosystèmes ; Nathalie CHARTIER-TOUZÉ, Chargée de mission au
ministère de l'Environnement* 295

Les variables biologiques : Contexte et objectifs

Président de séance :

Jean-Luc LAURENT
Ministère de l'Environnement Direction de l'Eau

**État de santé des écosystèmes aquatiques :
l'intérêt des variables biologiques**

**State of health of aquatic ecosystems :
importance of biological variables**

Christian LÉVÊQUE

Directeur du GIP HydrOsystemes

Résumé

Compte tenu de la complexité des hydrosystèmes et de la multiplicité des perturbations d'origine anthropique, les paramètres physiques ou chimiques classiquement utilisés pour évaluer la qualité des eaux ne suffisent pas à fournir des indications précises sur le fonctionnement écologique d'un hydrosystème. La prise en compte des variables biologiques permet d'évaluer les effets à la fois individuels et cumulatifs de plusieurs sources de perturbations, qu'elles soient ponctuelles ou d'origine diffuse et de suivre ces effets sur le long terme à la fois sur le plan qualitatif et quantitatif. Ces variables jouent un rôle de système de surveillance et d'alerte. La nécessité de prise en compte du vivant et de maintien de la biodiversité des milieux naturels répond à des préoccupations d'ordre écologique, éthique et économique et a conduit au vote de lois telles que la loi du 29 juin 1984 ou "loi-pêche", la loi sur l'eau du 3 janvier 1992 et au niveau européen, à l'adoption de la directive 92/43/CEE du 21 mai 1992 ou "directive habitats". La biodiversité dépend de trois composantes essentielles des écosystèmes : la composition, la structure et le fonctionnement. En l'absence de structure de référence correspondant aux conditions supposées "naturelles", le travail des écologistes repose sur la fixation d'objectifs en terme de composition et de structure des peuplements.

Abstract

Taking into account the hydrosystem complexity and the large number of the man-induced disturbances, physical and chemical parameters ordinarily used to evaluate the quality of the water do not give precise information on the ecological state of a hydrosystem. The biological variables aim at assessing the individual and cumulative effects of many disturbance sources, whether they be pin-pointed or diffuse sources and the qualitative and quantitative monitoring of these long term effects. These variables play the role of a monitoring and warning system. The need to be heedful to the living organisms and to the conservation of the biodiversity of the natural environments answers the ecological, ethical and economical concerns. This led to the vote of laws such as the law on 29 June 1984, called the "fishing-law", the law on water on 3 January 1992, and at the European level, to the adoption of the 92/43/EEC directive on 21 May 1992, called the "habitat directive". Biodiversity depends on three major components found in an ecosystem : composition, structure

and functioning. In the absence of a reference structure that corresponds to hypothetical "natural" conditions, the ecologists' work is based on the definition of objectives in terms of composition and population structure.

La protection de la qualité des eaux telle qu'elle avait été comprise autrefois, n'impliquait pas nécessairement la protection de la biodiversité et de l'intégrité des écosystèmes. Il importait avant tout de pouvoir disposer d'une eau en quantité suffisante et dont les qualités soient acceptables pour les besoins domestiques ou industriels (ces objectifs sont d'ailleurs toujours d'actualité), sans que la préservation du fonctionnement écologique des milieux aquatiques ne soit une préoccupation affichée.

Pendant longtemps, les objectifs prioritaires des gestionnaires ont donc été de réduire le niveau de pollution entrant dans les écosystèmes aquatiques, en fixant des normes de concentration admissibles dans les eaux. Pendant longtemps on s'est donc appliqué à mesurer les paramètres physico-chimiques pouvant donner lieu pour la plupart à des normes de potabilité, afin d'évaluer la qualité des milieux. Il en reste un certain nombre de réseaux.

Si cette démarche a fait ses preuves, elle a également montré ses limites en raison de l'apparition de nouvelles et nombreuses sources de pollution. En effet, la nature des impacts a changé depuis le début de l'ère industrielle (fig. 1), avec une part plus importante de perturbations d'origine diffuse par rapport aux perturbations ponctuelles, un nombre croissant de sources de perturbations, et par conséquent des effets cumulés plus importants. Si la pollution d'origine organique a semble-t-il régressé, celle des polluants organiques est devenue par contre une des grandes préoccupations actuelles.

Voir figure 1 page 25 – Chronologie des problèmes de qualité des eaux dans les pays industrialisés (d'après Meybeck et Helmer, 1989)

Compte tenu du grand nombre de sources de perturbation, il est devenu difficile d'établir en milieu naturel une relation simple de cause à effet entre des modifications dans l'émission d'une substance toxique et des changements dans la nature des communautés biologiques, sachant qu'il peut y avoir interférence entre différentes sources de pollution. D'autre part, il devenait nécessaire de développer d'autres méthodologies pour apprécier les conséquences de sources de perturbation qui ne sont pas d'origine chimique.

I. Variables biologiques de qualité des hydrosystèmes

L'utilisation de variables biologiques s'est ainsi progressivement imposée comme moyen d'apprécier la qualité des eaux et des écosystèmes aquatiques car elle présente un certain nombre d'avantages sur les paramètres physico-chimiques :

A. De meilleurs intégrateurs des perturbations du milieu aquatique

Des émissions ponctuelles de substances toxiques peuvent être difficilement décelables dans les analyses physico-chimiques des eaux des rivières alors qu'elles ont des conséquences importantes sur le milieu biologique. Il faut en effet que le prélèvement soit effectué au moment de l'émission, sinon on risque d'ignorer qu'une substance a été répandue dans le système. Les organismes par contre sont exposés en permanence, et réagissent à toutes les perturbations auxquelles ils sont soumis.

De nombreuses substances sont apparues au cours des dernières décennies. L'amélioration des moyens de surveillance et d'analyse, ainsi il faut le dire qu'une meilleure connaissance des milieux, ont permis de prendre en compte des produits qui étaient ignorés jusque là : micropolluants organiques et minéraux, phytosanitaires, polychlorobiphenyls, métaux, radioéléments.

Le dosage des pesticides nécessite pour chaque produit d'avoir recours à des méthodes spécifiques, c'est-à-dire qu'il faut rechercher les produits individuellement. On peut ainsi passer à côté de pollutions chimiques si l'on n'a pas recherché le produit. Cette démarche est grande consommatrice de temps et de crédits, compte tenu du nombre de substances chimiques susceptible d'être déversé dans le milieu aquatique.

Les variables biologiques permettent une évaluation beaucoup plus précise du devenir du compartiment biologique que les variables physico-chimiques. En effet, les organismes vivants sont sensibles à une large gamme d'impacts physiques, chimiques et biologiques, et peuvent théoriquement apporter des **réponses précises et graduées** aux conséquences de ces perturbations sur le milieu aquatique. En particulier, les variables biologiques permettent de caractériser des perturbations du milieu physique liées à l'artificialisation des cours d'eau. L'aménageur peut ainsi avoir une vision plus précise de l'évolution globale de son système.

Les variables biologiques intègrent également les effets à la fois individuels et cumulatifs de plusieurs sources de perturbations, que ces dernières soient ponctuelles ou d'origine diffuse. Elles constituent donc, à ce titre, de meilleurs indicateurs de la qualité des écosystèmes et de son évolution que les seuls indicateurs chimiques, notamment pour des produits pas toujours facilement mesurables lorsqu'ils sont présents à faible dose, ou qui ne sont pas recherchés dans la mesure où leur présence n'est pas signalée. Ce sont également de bons intégrateurs des phénomènes intervenant à plusieurs échelles de temps et d'espaces, et ils permettent d'évaluer les changements éventuels des écosystèmes sur le long terme, à la fois sur le plan qualitatif et quantitatif. Les variables biologiques jouent dans ce cas un rôle de **système de surveillance et d'alerte**.

Dans un autre domaine, l'introduction d'espèces étrangères au système peut être à l'origine de la destruction de nombreuses espèces animales ou végétales indigènes, ou de modifications importantes dans les chaînes trophiques, sans que la qualité physico chimique des eaux n'en soit véritablement modifiée.

B. Bioamplification

Une autre raison de prendre en compte le vivant est la découverte des phénomènes de bioaccumulation et de bioamplification.

La **bioaccumulation** est le phénomène qui conduit à l'accumulation d'une substance toxique ou non dans un organisme, à des concentrations parfois bien supérieures à celles observées dans le milieu naturel. Ce phénomène concerne divers contaminants qu'il s'agisse de métaux lourds ou de pesticides.

Les organismes ayant concentré des polluants peuvent entrer à leur tour dans la chaîne trophique, et si le produit n'est pas dégradé ou éliminé, il va se concentrer de plus en plus à chaque maillon de la chaîne trophique, allant par exemple des algues aux oiseaux ichthyophages. Ce phénomène qui est appelé **bioamplification**, montre que la pollution d'un milieu par des substances qui ne sont mesurées qu'en quantité très faible dans l'eau, peut avoir des conséquences inattendues au niveau des consommateurs supérieurs.

C. Des aspects éthiques et esthétiques

Une autre raison pour une meilleure prise en compte du vivant est l'intérêt porté par le public et certains groupes de professionnels vis-à-vis de la flore et de la faune sauvage.

Les hydrosystèmes abritent en effet des ressources vivantes exploitables pour la consommation et le loisir (poissons, crustacés, etc.). L'évolution de la disponibilité de ces ressources dépend pour une grande part de l'évolution de la qualité des milieux, avec les conséquences économiques que cela comporte. L'utilisation de variables biologiques permet une évaluation directe de l'état de ces ressources, ces dernières pouvant d'ailleurs être utilisées comme indicateurs.

Les systèmes aquatiques sont des lieux de vie qui attirent le tourisme mais aussi les amoureux de la nature qui recherchent une émotion esthétique, paysagère. Il ne faut pas négliger l'aspect symbolique de certaines groupes d'animaux auprès du grand public. Ainsi, une pollution est souvent illustrée au niveau des médias par des prises de vue de poissons morts. L'objectif affiché pour certains programmes de restauration des cours d'eau français, est le retour de poissons mythiques comme le saumon ou l'esturgeon. Si les fleurs d'eau dans les milieux lacustres, et l'eutrophisation en général, peuvent avoir des effets négatifs sur le tourisme, l'aspect esthétique de certains milieux aquatiques comme les zones humides, lié en grande partie à la végétation aquatique visible, peut au contraire avoir un effet attractif. Dans un cas comme dans l'autre ce sont des critères biologiques qui sont plus ou moins consciemment pris en compte.

Il ne faut pas ignorer l'intérêt porté pour les oiseaux inféodés aux milieux aquatiques, que ce soit les chasseurs ou les protecteurs de la nature. Avec l'intérêt croissant pour la conservation de la biodiversité, la protection de la faune charismatique est également un moyen de sensibilisation du public et des gestionnaires. Les zones humides soumises à la Convention de Ramsar, Les ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique, Faunistique et Floristique), les ZICO (Zones d'importance communautaire pour les oiseaux), les ZSC (Zones Spéciales de

Conservation) dans le cadre du réseau Natura 2000, constituent des outils d'aide à la décision pour les projets d'aménagement et de gestion du territoire.

II. Le concept de biodiversité

La biodiversité peut être définie comme la diversité du monde vivant, ou selon une formule admise internationalement, comme la variété et la variabilité des organismes vivants et des complexes écologiques dont ils font partie. En termes clairs, la biodiversité c'est la prise en compte simultanée des différents niveaux de l'organisation biologique (les niveaux du gène, de l'espèce, des peuplements, des écosystèmes), avec l'idée qu'il s'agit d'un ensemble interactif.

La biodiversité dans une zone donnée, dépend de trois attributs essentiels des écosystèmes :

- la composition qui inclut les listes d'espèces et les mesures de la diversité spécifique et génétique;
- la structure qui est l'organisation physique du système, depuis la complexité de l'habitat mesuré au niveau d'une communauté, jusqu'à la structure du paysage
- le fonctionnement qui implique les processus écologiques tels les perturbations, et ceux liés à l'évolution des espèces, tels les échanges de gènes, et les mutations.

On a accordé beaucoup d'intérêt à la composition, mais beaucoup moins aux aspects structurels et fonctionnels de la biodiversité, de telle sorte qu'il est difficile d'évaluer l'impact de la simplification de la structure des écosystèmes ou de l'interruption de certains processus écologiques fondamentaux.

Composition, structure et fonction de la biodiversité, présentées sous forme de sphères emboîtées, correspondant chacune à un niveau d'organisation. Ce schéma conceptuel (*figure 2, page 25*) a pour but de faciliter la sélection d'indicateurs qui représentent les divers aspects de la biodiversité et qui doivent retenir l'attention dans des programmes de surveillance de l'environnement (Noss, 1990).

Le concept de biodiversité a trois composantes principales qui ne sont pas indépendantes et poursuivent un même objectif : la conservation et la protection des lieux naturels et des espèces qu'ils abritent (Lévêque, 1994).

Les trois composantes principales (*figure 3, page 26*) du concept de biodiversité (d'après Lévêque, 1994).

A. La dimension écologique : pour le scientifique, la biodiversité actuellement observée, est l'héritage d'une longue histoire évolutive des espèces, dans un contexte climatique et géomorphologique qui a lui aussi évolué. Elle est le produit de l'évolution qui a façonné cette immense diversité de formes vivantes au cours du temps. Chaque type d'écosystème a son propre complexe d'espèces et la composition actuelle des faunes locales et régionales peut s'interpréter à la lumière des études sur les paléo-environnements qui permettent de reconstituer la dynamique de la colonisation. C'est également un concept fonctionnel qui prend en

compte les interactions entre les composantes biotiques et abiotiques, et qui pose la question du rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des systèmes.

Facteurs qui expliquent la composition actuelle de la biodiversité dans les hydrosystèmes (*figure 4, page 26*).

B. La dimension éthique et philosophique : cet héritage a une valeur culturelle et patrimoniale, et nous avons le devoir de le transmettre aux générations futures.

C. La dimension économique : on tente de quantifier en termes financiers les usages actuels et potentiels de la diversité biologique.

Sans manichéisme excessif, on peut penser que ces trois dimensions sont également des points d'entrée différents selon les interlocuteurs : pour les scientifiques la dimension écologique est prioritaire, alors que les politiques et gestionnaires sont plutôt concernés par la dimension économique et les ONG et le public par la dimension éthique.

Les activités humaines en détruisant ou en polluant les écosystèmes sont responsables de l'érosion de la biodiversité. A contrario, pour préserver la biodiversité il faut préserver les écosystèmes dans leurs composantes physiques, chimiques et biologiques.

En se posant la question de l'impact de facteurs d'origine naturelle ou/et anthropique sur la biodiversité, et en recherchant les moyens à mettre en œuvre afin de la préserver, on aborde directement les problèmes du développement durable qui furent au cœur des débats de la Conférence de Rio. On se demande si l'on peut évaluer le coût de tous ces impacts et qui va payer la protection et la conservation des milieux concernés.

Pour cela, il faudra remettre en cause les mentalités, les choix sociaux en terme de mode de développement et de systèmes économiques. Le concept de développement durable, n'est pas à l'usage exclusif des pays pauvres.

Le concept de biodiversité est à la fois le champ d'application de nouveaux rapports qui s'établissent entre l'homme et la nature, et le lieu d'émergence de nouvelles questions et de nouvelles préoccupations concernant le monde vivant. La vision jusqu'ici essentiellement utilitariste de la nature fait place à une éthique basée sur le respect de la vie. Pour les sciences de la vie, il s'agit de réconcilier la génétique et l'écologie afin de mieux comprendre les mécanismes de l'évolution. Mais de nouveaux champs de recherches sont également ouverts par l'étude du rôle fonctionnel de la biodiversité. On redécouvre que la biodiversité fait partie de notre vie quotidienne, et qu'elle peut être un enjeu économique. De nouvelles approches économiques sont nécessaires pour prendre en compte la protection de la biodiversité, et les juristes sont sollicités pour mettre au point un véritable droit de la protection de la nature. Pour protéger les écosystèmes, on remet également en cause la gestion centralisée, au profit d'une gestion locale impliquant les populations concernées. La biodiversité est donc devenue un véritable fait de société, qui fait

appel à de nouvelles valeurs morales, et qui remet en cause le choix des modèles de développement.

On voit donc que le concept de biodiversité tel que nous l'avons rapidement exposé ici, suppose de revoir nos méthodes de gestion des eaux et des hydrosystèmes, en prenant en compte les interrelations entre leurs différentes composantes, du gène à l'écosystème dans toutes ses dimensions biotiques et abiotiques.

III. Aspects législatifs

Une bonne raison pour prendre en compte le vivant est, bien entendu, de répondre aux directives du législateur.

La loi du 29 juin 1984 plus connue sous le nom de "loi-pêche", indique que "la préservation des milieux aquatiques et la préservation du patrimoine piscicole sont d'intérêt général. La protection du patrimoine piscicole implique une gestion équilibrée des ressources piscicoles dont la pêche, activité à caractère social et économique, constitue le principal élément." L'application s'est heurtée à de nombreuses difficultés, et à l'existence d'autres textes extérieurs au Code Rural, qui interfèrent sur la protection des eaux et des milieux.

Il faut noter qu'on parle avant tout de gestion des ressources piscicoles sans faire implicitement référence au fait que c'est la qualité du milieu et des habitats qui conditionne pour une grande part le renouvellement de ces ressources.

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992, remplace celle du 16 décembre 1964. Le législateur, reste avant tout préoccupé par la gestion équilibrée de la ressource en eau (art. 2) car il a toujours comme premier souci de préserver cette ressource en quantité suffisante pour l'utilisation domestique, agricole et industrielle. Il affiche également des objectifs de qualité avec la volonté de la restaurer. Mais il affirme aussi en préambule que les usages de l'eau doivent prendre en compte la protection des milieux aquatiques, des sites, et des zones humides, qu'il faut renforcer la protection contre la pollution. La loi commence donc à considérer la gestion écologique intégrée (Coulet, 1990) qui donne la parole aux gestionnaires, aux utilisateurs, et à la rivière.

Au niveau européen, il faut mentionner la directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 (encore appelée directive Habitats) qui a pour objet, tel que défini dans son article 2, de "contribuer à assurer la biodiversité par la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et la flore sauvages sur le territoire européen des États membres où le trafic s'applique". Elle ajoute : "les mesures prises en vertu de la présente directive visent à assurer le maintien ou le rétablissement, dans un état de conservation favorable, des habitats naturels et des espèces de faune et de flore sauvages d'intérêt communautaire" en tenant compte "des exigences économiques, sociales et culturelles, ainsi que des particularités régionales et locales".

Pour y parvenir la Directive définit :

- Une liste de types d'habitats naturels d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation (annexe I). On y trouve en particulier de nombreux habitats d'eaux douces, dormants ou courants, ainsi que tourbières et marais d'eau douce ou côtiers.
- Une liste d'espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation (annexe II). Soixante et une espèces de poissons sont répertoriées, ainsi que plusieurs espèces d'invertébrés et de plantes aquatiques.
- Une liste d'espèces animales et végétales d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite une protection stricte (annexe IV) ou des mesures de gestion pour l'exploitation et le prélèvement (annexe V).

Un réseau d'experts européens, mandaté par la CCE, a été chargé de réfléchir à une définition de la qualité écologique des eaux dans la perspective de mettre en œuvre une législation communautaire : "la qualité écologique est l'expression globale de la structure et de la fonction de la communauté biologique, en tenant compte des facteurs naturels physiographiques, géographiques et climatiques et également des conditions physiques et chimiques, y incluses celles qui résultent des activités humaines. L'esthétique de la région devra également être prise en considération" (Piavaux, 1992)

Au niveau international enfin, la Convention Biodiversité a été ratifiée par de nombreux pays. Cette convention n'est pas contraignante en termes juridiques. Un point important est l'affirmation qu'il faut anticiper et prévenir à la source les causes de la réduction de la diversité biologique, et que l'absence de certitudes scientifiques ne doit pas être invoquée pour différer les mesures de protection qui seraient nécessaires pour y parvenir. A lui seul ce sentiment que la diversité biologique est nécessaire à la survie de l'humanité, justifie ce principe de précaution, qui sera sans doute l'objet de beaucoup d'exégèses, et qu'il faudrait probablement qualifier de devoir de prudence dans la mesure où l'on ne sait pas si c'est réellement le cas.

IV. Intégrité biotique et santé des écosystèmes

Compte tenu de la complexité des hydrosystèmes et de la multiplicité des perturbations d'origine anthropique, il est évident qu'aucun paramètre physique ou chimique ne peut, à lui seul, fournir des indications précises sur l'état d'un hydrosystème sur le plan de son fonctionnement écologique. Plus un système est complexe, et plus il sera nécessaire d'encourager une grande diversité d'approches. Le besoin d'un outil prenant en compte plusieurs paramètres, dont la composante biologique, est depuis longtemps ressenti et la notion d'intégrité biotique doit être vue comme une tentative de réponse à cette attente.

On comprend plus ou moins intuitivement ce qu'évoque la notion d'intégrité des écosystèmes. Le terme intégrité fait généralement référence à quelque chose qui est en bon état, qui est intact et inaltéré. Certains ont pu parler également de

santé des hydrosystèmes, la différence entre les deux concepts étant surtout épistémologique.

Karr & Dudley (1981) ont donné une définition de l'intégrité biotique des écosystèmes qui est la capacité d'un milieu à abriter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et adaptée d'organismes, ayant une composition spécifique, une diversité, et une organisation fonctionnelle comparables à celle d'habitats naturels de la région (ou du moins des habitats les moins perturbés).

Pour Regier (1993), un système vivant fait preuve d'intégrité si, lorsqu'il est soumis à une perturbation, il conserve la capacité de réagir lui-même et d'évoluer vers un stade final qui soit normal ou "bon" pour ce système.

On constate qu'il y a une certaine part de subjectivité dans ces définitions, et qu'il est difficile dans ces conditions de donner des indications précises aux gestionnaires. La surveillance, la gestion, ou la législation nécessitent en effet une définition plus précise et plus objective du concept d'intégrité biotique auquel il convient de donner un aspect plus opérationnel.

Définir des critères, et choisir des indicateurs serait une tâche relativement facile si l'écologie pouvait nous fournir des modèles simples mais rigoureux pour décrire et prévoir l'état des écosystèmes. Le concept de biodiversité nous propose un excellent cadre pour une interprétation historique mais également déterministe de la composition des peuplements en relation avec les facteurs de l'habitat (variabilité, hétérogénéité, etc.). Cependant si des progrès considérables ont été réalisés ces dernières années, notamment en ce qui concerne la notion d'habitat aquatique et l'approche déterministe de la composition des peuplements (programme habitat-poissons), nous avons encore du chemin à faire pour modéliser le fonctionnement dynamique de hydrosystèmes.

En attendant, des outils ont été proposés afin d'évaluer l'état des écosystèmes par la prise en compte simultanée de critères physiques, chimiques et biologiques. Le plus connu est l'indice d'intégrité biotique développé en 1981 (Karr, 1981) et que nous sommes sur la voie d'appliquer aux systèmes européens en ce qui concerne les communautés piscicoles (Oberdorff, 1994).

Dans son application, le concept d'intégrité biotique est confronté à un problème de taille, mais pas forcément insurmontable : quelle structure de référence constitue un repère d'intégrité ou de normalité, ou de bonne santé ? L'idée étant bien entendu que cette référence constitue un objectif à atteindre pour la restauration des milieux dégradés. Dans des régions encore peu perturbées, on peut avancer que la référence est celle des structures biologiques observées dans les secteurs les mieux préservés des activités humaines. Mais dans des régions comme les nôtres, dont les systèmes aquatiques sont depuis des siècles soumis aux impacts anthropiques, l'identification de structures de référence est délicate. La voie est probablement dans une meilleure connaissance des relations entre caractéristiques de l'habitat et composition des peuplements, en utilisant la modélisation déterministe comme support à la réflexion. Il s'agit alors de définir les objectifs de qualité que l'on veut atteindre en terme de composition spécifique et de structure des peuplements, compte tenu des conditions biogéographiques locales ou régionales.

V. Et l'éthique ?

Nous ne pouvons terminer ce tour d'horizon sans rappeler ici l'existence d'un paramètre qui n'est pas souvent officiellement pris en compte dans la gestion des hydrosystèmes, bien qu'il le soit parfois implicitement : le paramètre éthique. En effet, la gestion des écosystèmes ne peut s'effectuer selon les seuls principes écologiques définis et mis en œuvre par les experts. Les divers enjeux liés aux usages de l'eau, et l'instauration de procédures démocratiques dans les processus de décision, font qu'une composante importante de la gestion réside dans la perception du public et la valeur sentimentale qu'il accorde aux écosystèmes. C'est ce que veut dire Régier (1993) : "La notion d'intégrité des écosystèmes prend ses racines dans certains concepts écologiques combinés à un ensemble de valeurs humaines. Les objectifs normatifs dans le contexte des rapports de l'homme à son environnement, sont de maintenir l'intégrité d'un écosystème qui est une entité à la fois naturelle et culturelle, et qui est l'expression d'une connaissance écologique d'une part, et d'une éthique d'autre part qui nous guide dans la recherche des relations à privilégier.

Autrement dit, la question de l'intégrité des hydrosystèmes ne conduit pas nécessairement à une réponse unique. Il y a la place pour un certain choix, qui sera influencé par l'attente ou le désir des sociétés. La question, pour des écosystèmes fortement influencés par l'homme pourrait se formuler ainsi : Quel genre de jardin voulons-nous? Quel genre de jardin pouvons nous obtenir ? On retrouve ici l'idée développée plus haut selon laquelle en l'absence de structure de référence correspondant aux conditions supposées "naturelles", il faut se fixer des objectifs en terme de composition et de structure des peuplements. Bien que très caricaturale, l'idée de réintroduire le saumon dans le Rhin participe de cette démarche.

VI. Conclusions

La prise en compte du vivant dans la gestion de l'eau et des hydrosystèmes n'est pas un phénomène nouveau mais elle s'est imposée progressivement comme un élément important de décision, avec l'évolution simultanée des connaissances, des techniques et de la sensibilité du public par rapport aux questions d'environnement.

Une raison d'espérer réside dans la nouvelle relation amicale avec la nature qui paraît se développer en Occident, et qui pose en termes différents les relations que la société entretenait jusqu'ici avec les spécialistes des sciences de la nature (Lévêque, 1994). La demande vis-à-vis des scientifiques n'est plus tant d'assurer la chronique nécrologique des espèces et d'assister impuissants aux grandes catastrophes écologiques, que de réhabiliter les milieux dégradés, dans leur intégrité biologique. La réinstallation du saumon, par exemple, est devenu le symbole et l'objectif de qualité de l'écosystème fluvial européen. L'écologiste peut trouver dans la biologie de la conservation un débouché finalisé aux spéculations théoriques qu'il avait conduites jusque là.

Ces écologistes ont développé, nous l'avons vu, un certain nombre d'outils conceptuels qui constituent des cadres de réflexion pour la programmation de la recherche. Ils ont également déjà apporté un certain nombre de réponses concrètes aux questions que se posent les gestionnaires, même s'il reste du chemin à faire. Grâce au développement des théories écologiques et des outils de traitement de

l'information, nous avons de bonnes raisons de penser que les questions qui leur sont posées actuellement pourront trouver des réponses à moyen terme.

Cependant, pour que le rôle du scientifique ne se limite pas à l'administration de soins palliatifs à des systèmes voués à la dégradation, il faut que la société fasse des choix en terme de modes de développement. En dernier recours c'est bien dans les mains des politiques que se situe la solution voire les remèdes à des situations parfois déplorables du point de vue de l'écologie, et que nous dénonçons tous. Ici également les mesures législatives donnent quelques raisons d'espérer, à condition qu'elles puissent non seulement être appliquées, mais comprises et intégrées dans la vie quotidienne par l'ensemble de la population.

Sans rentrer dans un débat stérile, les recherches sur la santé des hydrosystèmes nécessitent une nouvelle organisation, une restructuration du paysage scientifique et de la gestion de la recherche autour de programmes, d'équipes multidisciplinaires, de zones ateliers et d'observatoires, de moyens lourds et plus généralement d'outils à la hauteur des enjeux. En effet, on ne peut reprocher aux écologistes qui travaillent sur des systèmes complexes, de ne pas répondre immédiatement aux sollicitations des utilisateurs. Les moyens dont ils disposent pour comprendre le fonctionnement de leur systèmes et prévoir leur évolution temporelle en situation d'incertitude, sont disons le, bien faibles par rapport à ceux qui sont mis en œuvre pour suivre les paramètres physico-chimiques des hydrosystèmes. Ils sont tout simplement ridicules par rapport à ceux dont disposent les météorologistes dont les prévisions sont encore loin d'être très fiables, ou les économistes malgré le fait que l'on soit en droit de s'interroger sur la pertinence réelle des modèles qu'ils proposent.

Références

1. COULET, 1990 - Ecologie et aménagements fluviaux, nécessité d'une gestion écologique intégrée. Communication présentée aux Quatrièmes Entretiens Jacques Cartier, Arles, décembre 1990, 9 p.
2. J.-R. KARR & D.-R DUDLEY, 1981 - Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Managements*, 5 : 55-68.
3. J.-R. KARR, 1981 - Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries (Bethesda)*, 6 : 21-27.
4. J.-R. KARR, 1993 - Measuring Biological Integrity : lessons from streams. pp 83-104, in Woodley S., Kay J. & Francis G. (eds) : *Ecological Integrity and the management of ecosystems*. St Lucie Press.
5. C. LEVEQUE, 1994 - Le concept de biodiversité : de nouveaux regards sur la nature. *Natures, Sciences, Sociétés*, 2(3) : 243-257.
6. M. MEYBECK & R. HELMER, 1989 - The quality of rivers : from pristine stage to global pollution. *Palaeogeography, Paleoclimatology, Paleocology*, 75 : 283-309.
7. R.-F. NOSS, 1990 - Indicators for monitoring biodiversity : a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4 : 355-364.
8. T. OBERDORFF, 1984 - Structure des peuplements piscicoles des cours d'eau français : application à la gestion des eaux continentales. Thèse de Doctorat, Muséum National d'Histoire naturelle.

9. PIAVAUX, 1992 - La protection de la qualité écologique des eaux. Tribune de l'eau, N° 555/1 : 5-7.

10. H.-A. REGIER, 1993 - The notion of natural and cultural integrity. pp 3-18, in Woodley S., Kay J. & Francis G. (eds) : Ecological Integrity and the management of ecosystems. St Lucie Press.

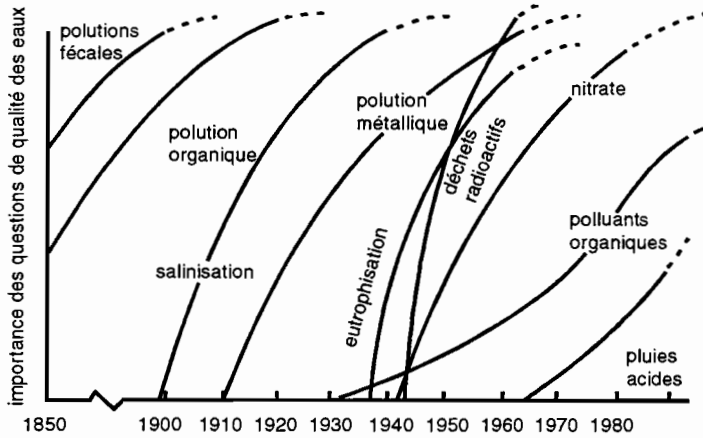


Figure 1 - Chronologie des problèmes de qualité des eaux dans les pays industrialisés (d'après 6)

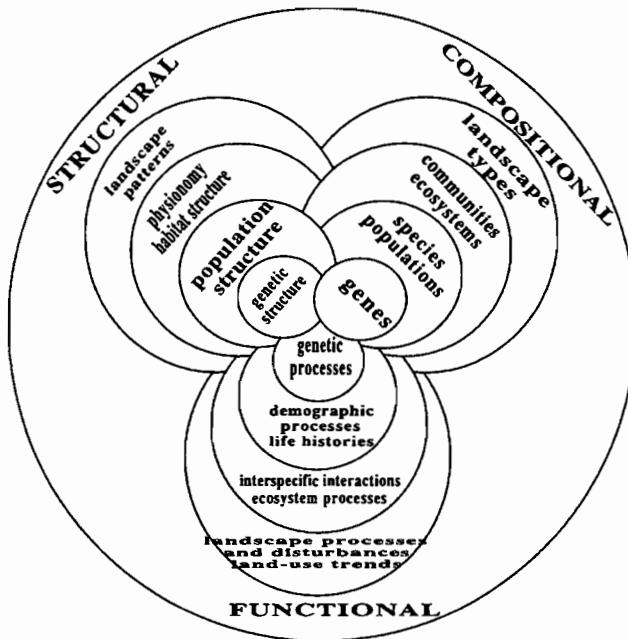


Figure 2 - Composition, structure et fonction de la biodiversité, présentées sous forme de sphères emboîtées, correspondant chacune à un niveau d'organisation. Ce schéma conceptuel a pour but de faciliter la sélection d'indicateurs qui présentent les divers aspects de la biodiversité et qui doivent retenir l'attention dans des programmes de surveillance de l'environnement (d'après 7)

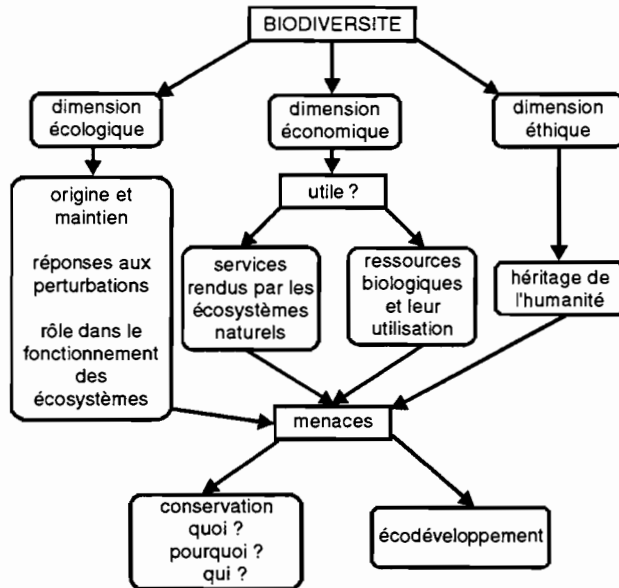


Figure 3 - Les trois composantes principales du concept de biodiversité (d'après 5)

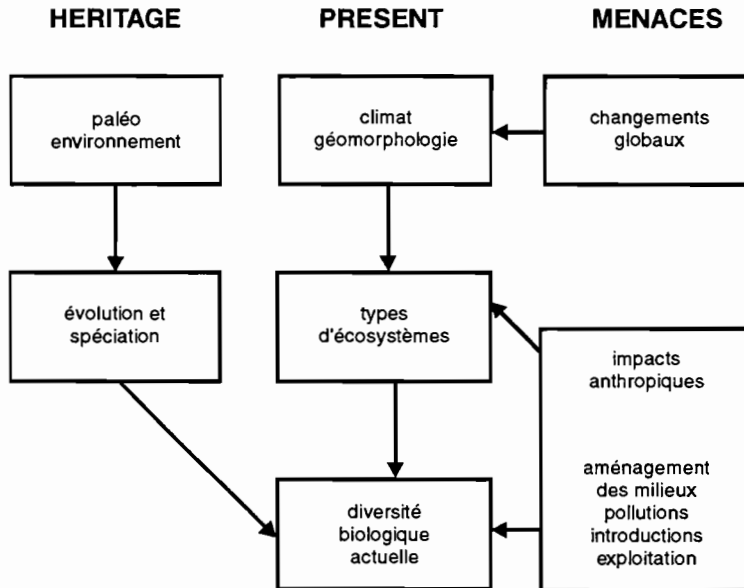


Figure 4 - Facteurs qui expliquent la composition actuelle de la biodiversité dans les hydrosystèmes (d'après 5)

Les variables biologiques au service de la gestion des écosystèmes aquatiques

The biological variables of the aquatic ecosystem management

Claude LASCOMBE

Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse

Résumé

La gestion des systèmes aquatiques fait intervenir divers acteurs, la décision incombant au maître d'ouvrage (collectivités territoriales, industriels, ...), la réglementation aux services de l'Etat (DDE, DDAF, DRIRE, ...), l'incitation financière aux Agences de l'eau dans un cadre défini par des "lois sur l'eau". La loi du 16 décembre 1964 s'intéressait à la lutte contre la pollution et à la protection des usages de l'eau et a conduit en 1971 au développement d'un inventaire national de la pollution et à une politique des objectifs de qualité. La loi du 3 janvier 1992 repose sur la définition d'objectifs de qualité du milieu, et non plus seulement de l'eau, et d'objectifs de quantité. Dans la gestion des systèmes aquatiques, l'approche biologique, qui se place en complément de l'analyse chimique devra être repositionnée et des outils de gestion simples devront être fournis aux décideurs, défi que les scientifiques auront à relever. De plus, l'amélioration des outils de gestion repose sur le renforcement continu des connaissances biologiques de base.

Abstract

Aquatic system management involves various actors : the contracting authority (local communities, industrialists...) that is responsible for the decision, the State services (DDE, DDAF, DRIRE...) that are responsible for the regulation, and the water agencies, that are responsible for financial support within the framework of the "water laws". The 16 December 1964 law concerned the fight against pollution and the protection of water uses and led to the development, in 1971, of a national inventory of pollution and then to a policy with quality as its goal. The 3 January 1992 law which positions on again, and completes, the law of 1964, is based on the definition of the goals for environment quality, and no longer on the goals for water quality, and on quantitative goals. In the management of aquatic systems, the biological approach which is a complement of the chemical analysis will have to be looked at again. Moreover, managers should be given simple management tools, a challenge that must be picked up by the scientists. The improvement of the management tools is based on the continuous reinforcement of the basic biological knowledge.

"Variables biologiques" ou "indicateurs biologiques", cette simple question de sémantique, sur laquelle démarre en général toute discussion sur le sujet, illustre bien la complexité et les sensibilités diverses qui peuvent s'exprimer. Les uns, guidés par une démarche scientifique, s'intéresseront avant tout aux phénomènes et à leur compréhension, les autres, pragmatiques, voudront y trouver immédiatement l'élément explicatif, l'outil de gestion.

Les deux préoccupations sont légitimes et la science doit bien évidemment guider et accompagner la gestion.

Mais passer de la notion de "variable" à celle d'"indicateur" suppose au préalable une bonne perception des objectifs, des besoins et du contexte d'utilisation des outils. Un éclairage sur ce que recouvre exactement la gestion des milieux aquatiques n'est sans doute pas inutile pour aborder sérieusement une réflexion commune constructive sur ce thème.

I. Gestion, gestionnaires... des notions souvent floues

"Gérer", dit le dictionnaire, c'est administrer les intérêts, les affaires pour le compte d'autres. C'est donc décider, faire des choix, **agir pour autrui**.

Le gestionnaire a donc avant tout un **DEVOIR D'ACTION**.

Qui est-il ?

En fait, la gestion fait intervenir divers acteurs dans des fonctions interdépendantes :

- la **décision**, acte d'engagement d'un **investissement** ou d'une opération participant à la gestion des milieux aquatiques. Elle relève du maître d'ouvrage : collectivités publiques, industriels... avec pour les premières, d'importantes responsabilités confiées par le législateur en matière d'eau et d'assainissement (loi de décentralisation de 1982, lois sur l'eau du 3 janvier 1992),
- la **réglementation**, au travers de ses diverses **polices** (police des eaux, de la pêche, sanitaire, des installations classées, de l'hydro-électricité, de la navigation...) qui encadrent l'action des maîtres d'ouvrage et imposent des contraintes. Cette fonction relève strictement de l'Etat et de ses services (DDE, DDAF, DDASS, DRIRE, Services de la Navigation, Services maritimes...). On doit souligner l'important effort de réorganisation mené, notamment dans le domaine de la police des eaux en application de la loi du 3 janvier 1992, pour une meilleure cohérence des actions (révision des attributions de police et création des Missions Interservices de l'Eau, au niveau départemental).

Les textes communautaires européens contribuent largement au renforcement du dispositif.

L'incitation financière exercée par les Agences de l'eau, à travers le dispositif de redevance sur les usages de l'eau et d'aides aux maîtres d'ouvrages. Cette politique orientée et encadrée par les Comités de Bassin, conduit à faire

supporter à l'usager les coûts qu'il génère du fait de l'utilisation de la ressource en eau, et le place en position de faire face financièrement aux travaux de protection ou de réhabilitation nécessaires.

A l'image floue et globalisante DU gestionnaire, telle que perçue par certains, **doit se substituer celle composite des acteurs précédents**, intervenant dans leurs domaines respectifs, avec des prérogatives, des moyens d'actions, des contraintes voire des sensibilités différentes, même s'ils participent aux mêmes objectifs.

II - Un contexte évolutif, des besoins nouveaux

A. La loi sur l'eau de 1964

La loi du 16 décembre 1964 et ses textes d'application se sont principalement intéressés à la lutte contre la **pollution** et à la protection des **usages** de l'eau, selon une approche par grands bassins (Agences Financières de Bassin, comités de bassin...).

Cette politique s'est développée selon deux volets : la **connaissance**, avec le lancement en 1971 d'un "**inventaire national de la pollution**" des cours d'eau et la **programmation et l'action** au travers de la politique dite des "**objectifs de qualité**" et les programmes d'interventions des Agences.

- L'inventaire national de la pollution :

Lancé en 1971 et relayé en 1987 par le "**Réseau National de Bassin**" (**RNB**) il constitue la base de la connaissance et du suivi de la qualité des cours d'eau (cf. communication suivante sur les Réseaux d'observation et de surveillance - C. Lascombe et A. Louis).

Les évolutions principales ont porté sur la rationalisation du choix des points, l'optimisation des analyses physico-chimiques, l'élargissement de la gamme de micropolluants mesurés, et le renforcement (en cours) de l'hydrobiologie. Les résultats, consolidés par les **réseaux complémentaires de bassin (RCB)**, ont permis d'établir des états de situation, cartes... régulièrement actualisés et très largement utilisés comme outils de gestion.

- La politique des objectifs de qualité (Circulaire du 17/3/78 et décret du 19/12/91)

S'appuyant sur les données précédentes, elle a servi de cadre à la lutte contre la pollution des cours d'eau, selon une approche sinon simpliste du moins réductrice, consistant à définir à partir de quelques paramètres repères de qualité, des perspectives réalistes d'amélioration à un horizon d'une dizaine d'années.

Cette démarche, tributaire des données de qualité disponibles (et facilement interprétables), a donné lieu à l'établissement de **cartes départementales** qui ont trouvé une large application dans la planification et l'application de la réglementation sur les rejets. Force est de reconnaître que dans ces deux domaines, la demande a été basée sur les seules variables chimiques, faute de mode d'emploi sur l'utilisation

opérationnelle des données - pourtant nombreuses - résultant de l'application des indices biologiques (indice biotique, IQBG...).

Les **faiblesses et limites** de cette politique, qui a néanmoins permis d'avancer dans la reconquête de la qualité de l'eau des rivières, sont bien connues et liées :

- d'une part à l'approche partielle de la qualité du milieu au travers de son **seul compartiment eau**, sans prise en compte du compartiment physique, avec ses composantes morphologiques - lit, berges, rives..., hydrologiques, hydrauliques et plus globalement morphodynamiques..., dans leurs relations longitudinales et avec les milieux annexes et le bassin versant.

- d'autre part, ou plutôt en corollaire, à la **place insuffisante de la biologie**, seule capable d'intégrer les diverses influences et d'en exprimer une image synthétique en terme de **qualité globale**.

Faute d'une approche et d'une gestion d'ensemble du milieu, les résultats n'ont pas toujours été à la hauteur des ambitions. La seule lutte contre la pollution, lorsqu'elle n'était pas accompagnée d'actions vis-à-vis des perturbations du fonctionnement physique (extraction de graviers, assèchement de marais, occupations de zones inondables, chenalisation...) s'est souvent traduite par des échecs.

Ces désordres, le plus souvent d'ailleurs vécus sous l'angle des risques hydrauliques (inondations, érosions...), ont en fait porté une atteinte grave à l'intégrité physique des milieux, aujourd'hui reconnue - tant au plan scientifique que politique - indispensable pour la conservation et la restauration de la ressource en eau.

B. La loi du 3 janvier 1992

Appelée aussi loi sur l'eau (on peut le regretter à certains égards), elle se démarque de la précédente qu'elle n'abroge pas mais complète et repositionne très largement.

La procédure des Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (**SDAGE**) et des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (**SAGE**) qu'elle promeut pour une gestion équilibrée de la ressource passe par la définition **d'objectifs de qualité** - du milieu et non de l'eau - et **d'objectifs de quantité**, soulignant ainsi le caractère indissociable des diverses composantes de l'écosystème.

Le concept de qualité - considéré au sens écologique - se trouve **ainsi largement** étendu par rapport à son acception d'origine, comme l'expression d'un état d'équilibre biocénotique général entre l'ensemble des compartiments biologiques de l'hydrosystème tout entier.

La détermination d'un **objectif écologique** pour un milieu donné passe alors nécessairement par la compréhension préalable du fonctionnement physique et biologique, très étroitement interdépendant de l'hydrosystème.

Cette étape préalable doit permettre de fixer l'objectif **fonctionnel** à privilégier pour le milieu, compte tenu des caractéristiques physiographiques, morphométriques, climatiques... qui lui sont propres.

Une analyse détaillée de l'**écart** constaté entre l'état observé et l'état souhaité, et les causes de cet écart, devra conduire à identifier les actions de réhabilitation nécessaires pour tendre progressivement vers l'objectif visé.

Cette démarche, ambitieuse mais incontournable, se heurte toutefois encore à des difficultés concernant principalement :

- le passage de la **notion d'état** à la **notion de qualité** et d'écart par rapport à une **situation de référence** à caractériser,
- l'identification de l'**écart admissible** permettant de tenir compte de la **demande sociale** s'exerçant à l'encontre du milieu, sans remise en cause fondamentale de l'équilibre du système.

Cette seconde difficulté est sans doute la plus délicate à surmonter, car génératrice de heurts entre des partenaires de sensibilités différentes.

La gestion devient alors l'art du **compromis**, exercice périlleux, exposé et pourtant nécessaire, entre la préservation obligée du patrimoine aquatique (le respect de l'objectif écologique) et la satisfaction au mieux des usages de l'eau et de l'utilisation de la ressource.

Et c'est là précisément que le décideur souhaite pouvoir trouver, auprès de la communauté scientifique, les éléments qui lui permettront d'agir avec la meilleure cohérence possible face à des demandes, souvent tout aussi légitimes que contradictoires.

Cette exigence de **réponse scientifique** aux besoins de plus en plus complexes d'une gestion modernisée des milieux n'est en fait, que la rançon des avancées scientifiques précédentes. En effet, sans la recherche des deux dernières décennies sur le fonctionnement des hydrosystèmes, la dynamique fluviale, le rôle des milieux annexes (programmes PIREN et autres...), la loi sur l'eau de 1992 n'aurait pu avoir le même niveau d'ambition. Mais en même temps qu'elle s'appuie sur les acquis, elle crée d'autres besoins de connaissances pour sa mise en application.

Il y a là une sorte **d'émulation réciproque entre la recherche et la gestion**, dont la collectivité ne peut que tirer profit.

III - Les variables biologiques : une demande forte, des réponses adaptées à trouver...

A. Biologie contre physico-chimie : un débat dépassé

Si l'on a pu, lors des premières applications en routine d'indices biologiques, autour des années 1970, comparer les deux approches et s'interroger sur les possibilités de substitution partielle ou totale de l'une d'elles par l'autre, l'accord est quasi unanime aujourd'hui pour admettre leur **complémentarité** et ne pas les opposer.

La caractérisation des **causes** de perturbations - les substances polluantes pour l'analyse chimique - est nécessaire pour identifier les sources de rejets, les réglementer (normes d'émission) et les réduire, ou encore apprécier l'aptitude de l'eau aux divers usages. Mais l'examen biologique est de son côté irremplaçable pour en évaluer globalement les **effets** et apprécier objectivement l'impact des mesures correctrices mises en œuvre.

Cette complémentarité est illustrée par le *schéma page 36*.

B. L'approche biologique à repositionner

Bien qu'on ne discute plus des mérites respectifs des deux approches la balance penche le plus souvent en faveur de l'analyse chimique, moins pour des raisons de fond liées à la signification des résultats, que pour des raisons de commodité - au moins apparente - de mise en œuvre et d'interprétation.

Les performances analytiques de plus en plus grandes, notamment dans le domaine de la micropollution (analyses "multi-résidus") tendant à renforcer cette tendance.

La biologie est encore trop souvent considérée comme un complément, un peu nébuleux, difficilement interprétable, que l'on injecte dans un programme d'étude ou dans un dispositif de réseau de suivi, sous réserve d'un surcoût modéré, sans en attendre forcément une plus value très significative en terme opérationnel.

Il convient donc, pour donner leur juste place aux variables biologiques, en fonction des objectifs qui leur sont propres, **de fournir aux décideurs des outils dont les performances, les domaines d'application, les conditions d'utilisation sont clairement précisées et qui débouchent sur un résultat synthétique, facilement compréhensible par un non-spécialiste.**

C. Une contradiction à gérer : des outils simples pour des phénomènes complexes

On sait la complexité des phénomènes biologiques et l'étendue des connaissances encore nécessaires pour interpréter correctement les messages que nous délivrent les organismes aquatiques, pour passer du constat au diagnostic, à l'identification des causes de perturbations, à la prévision.

Mais c'est là précisément le **défi** que doivent relever les scientifiques : valoriser, optimiser l'acquis, faire émerger de la complexité des mécanismes les aspects essentiels, les plus déterminants, et les traduire en concepts de gestion, en outils de connaissances et d'action utilisables par le plus grand nombre, **quitte à admettre provisoirement certaines approximations**. Des décisions sont prises au quotidien, qui engagent l'avenir. A défaut de certitude, elles gagneront en pertinence si elles peuvent bénéficier plus largement de cet appui scientifique.

D. Un calage scientifique solide pour de bons outils de gestion

La demande de "sorties opérationnelles" des résultats acquis doit évidemment s'accompagner d'efforts pour le renforcement continu des

connaissances de bases. L'amélioration progressive des outils de gestion est à ce prix.

Il convient pour cela de bien coordonner ces actions et de **consolider le pont entre recherche et application**.

Le dispositif des **études inter-agences** récemment recentré sur les besoins des SDAGE et des programmes d'intervention des Agences y contribue.

L'un des thèmes d'études notamment, axé sur la "**connaissance du fonctionnement des écosystèmes aquatiques**" s'intéresse aux développements des méthodes biologiques dans des directions complémentaires :

- l'une, très appliquée, vise à **étendre la panoplie des indicateurs biologiques** de qualité des milieux, pour des applications diverses et notamment dans les réseaux de suivi, avec des perspectives à court terme (indice diatomique générique avec le Cemagref, guide d'utilisation de l'IBGN...) ou à moyen terme (indice poisson, en relation avec le GIP Hydrosystèmes et le Conseil Supérieur de la Pêche), sur la base d'une synthèse exhaustive des méthodes existantes (Rapport d'étude inter-Agences n° 35, septembre 1993) ;
- une autre, également très appliquée, mais selon une approche plus globale et axée sur la communication, a pour but, à partir des méthodes biologiques actuelles ou susceptibles d'être développées assez rapidement, de dégager une **expression synthétique** de l'information exprimant la qualité biologique globale du milieu ("Systèmes d'évaluation de la qualité - SEQ - globale des cours d'eau, décomposés en SEQ "Eau", SEQ "Milieu physique" et SEQ "biologie") ;
- une autre enfin, à perspective opérationnelle un peu plus lointaine, consiste à fournir les **bases** nécessaires aux avancées méthodologiques : découpage de la France en écorégions (avec le CNRS de Toulouse), acquisition d'une base nationale de données sur les végétaux aquatiques et leur environnement (en relation avec le GIS "végétaux aquatiques").

La participation d'experts scientifiques de haut niveau à ce programme, de même que les échanges réguliers entretenus avec les organismes de recherche et avec le "Service de la recherche et des affaires extérieures" (SRAE) du ministère de l'Environnement, contribuent à assurer cette nécessaire articulation entre recherche et application.

IV - Gestionnaires et scientifiques = (vouloir) s'écouter pour s'entendre

A. Une communication difficile...

Nombreux ont déjà été les essais de rapprochement entre scientifiques et gestionnaires, à l'initiative des uns ou des autres, sous la forme de colloques, séminaires, tables rondes, groupes de travail..., qui n'ont pas abouti, faute sans

doute de volonté suffisamment forte de remise en questions de la part des principaux acteurs.

Au delà d'une certaine satisfaction de convenance, les résultats ont en effet rarement été à la hauteur des ambitions et ont souvent laissé s'installer un sentiment de déception, de frustration, voire de résignation face à ces tentatives répétant toujours le même schéma : les gestionnaires reprochant aux scientifiques de ne pas répondre à leur demande, et ces derniers reprochant aux premiers de ne pas définir clairement leur besoin.

Cette situation de blocage, par défaut de communication, a longtemps entretenu une situation où chacun pouvait continuer à travailler en fonction de ses seuls objectifs, dans son strict créneau de compétence et selon sa propre sensibilité.

B. ...et pourtant, deux communautés plus proches qu'il n'y paraît

Les possibilités et opportunités d'échanges entre les deux communautés se sont heureusement considérablement développées ces dernières années, et même si tous n'ont pas encore suivi le mouvement, des ouvertures très significatives se sont opérées de part et d'autre.

L'image du scientifique, travaillant en vase clos dans son laboratoire est largement dépassée. Il participe désormais à de nombreuses structures de concertation et de gestion : "Comité National Eau", "Conseils Scientifiques des Comités de Bassin"... jusqu'à la présidence de "Conseils d'Administration des Agences de l'eau".

Et comme tout citoyen, ils sont impliqués à un titre ou à un autre dans des problèmes de gestion, au niveau des collectivités locales ou territoriales, dans le domaine politique, associatif..., avec les contraintes classiques - financières notamment - des gestionnaires et le devoir de décision qui est le leur.

Quel scientifique aujourd'hui peut encore dire qu'il ne perçoit pas la nature des besoins liés à la gestion de l'eau, dans ses champs de contraintes, qu'il s'agisse de lutte contre la pollution, d'utilisation de la ressource en eau, d'aménagement,... ?

Et le gestionnaire lui-même, de par sa formation ou les compétences dont il s'est entouré, a assimilé les connaissances de base et le vocabulaire scientifique permettant le dialogue. Il n'est qu'à comparer la formation actuelle des ingénieurs des grands corps de l'Etat à celle d'hier, ou à faire le compte des écologues, biologistes..., travaillant dans les services de l'Etat, les établissements publics, les collectivités territoriales... (même si leur effectif peut paraître encore insuffisant) pour s'en convaincre.

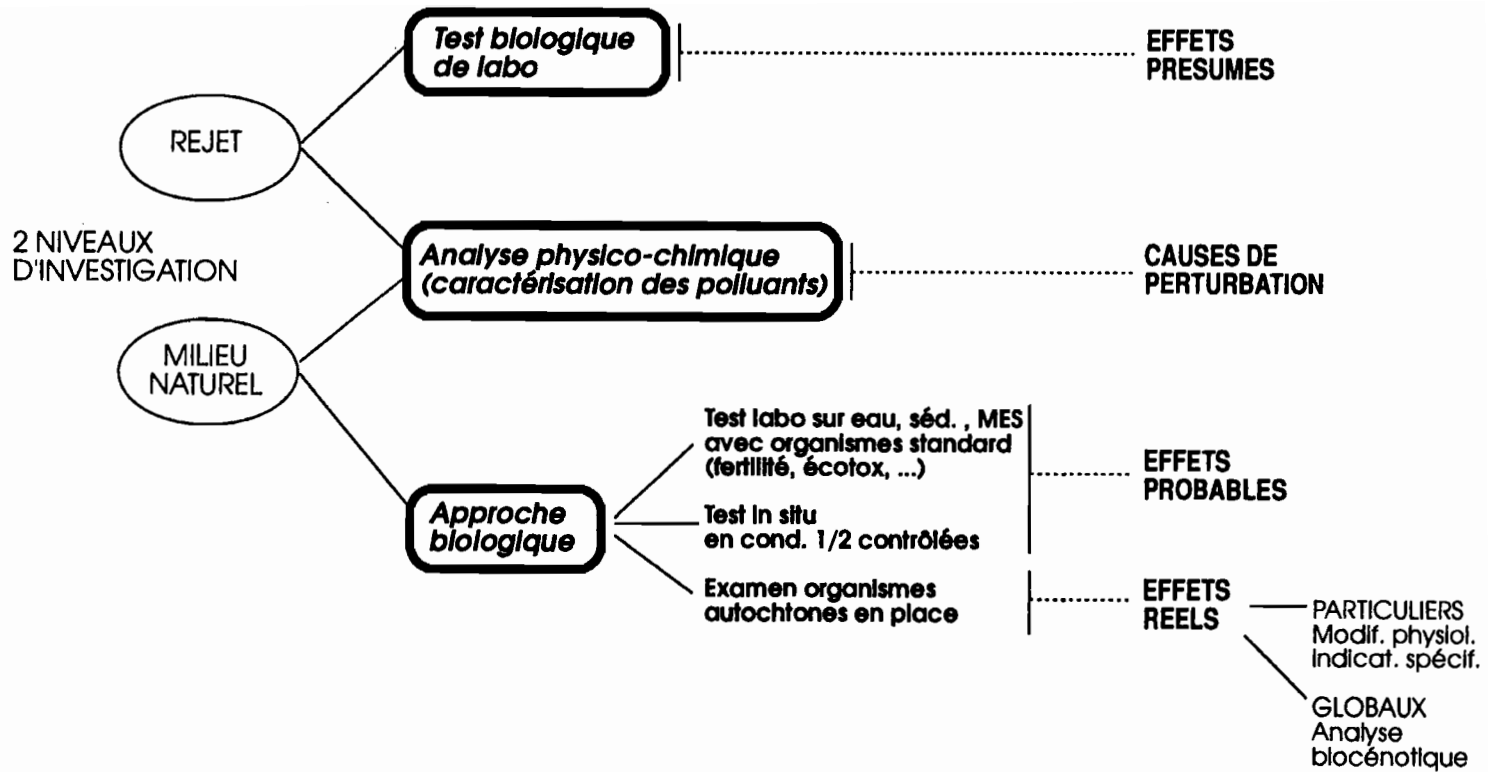
C. Une rencontre à ne pas (ne plus) rater

La loi sur l'eau a suscité de nouvelles ambitions pour la gestion des milieux aquatiques, qui ne peuvent déboucher qu'en communion avec les scientifiques.

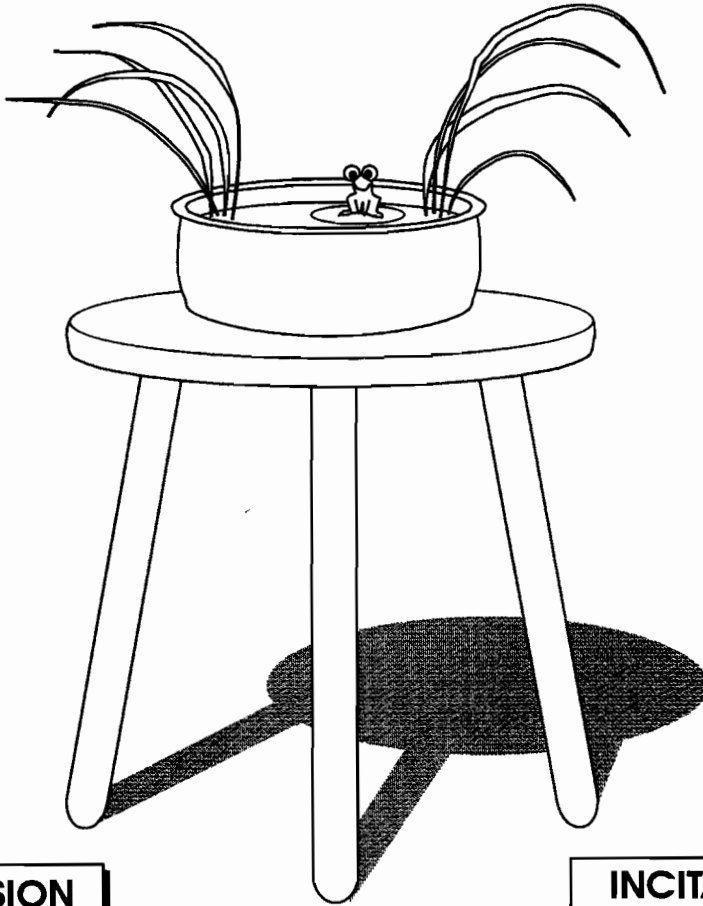
Le succès des politiques actuelles, notamment dans la mise en œuvre des SDAGE et SAGE est à ce prix.

Les connaissances scientifiques nécessaires à une parfaite appréhension des problèmes sont certes encore insuffisantes, mais c'est de toute évidence dans le domaine de la communication entre acteurs que réside le principal écueil.

Des progrès significatifs sont enregistrés. Il reste à faire encore un pas. Fasse que les gestionnaires et scientifiques sachent se retrouver sur le terrain de l'efficacité.



L'INTERVENTION PUBLIQUE DANS LE DOMAINE DE L'EAU



DECISION



LE MAITRE D'OUVRAGE

- COLLECTIVITES TERRIT.
- INDUSTRIELS

(la loi de décentralisation
de 1982)

**REGLEMENTATION
"LA POLICE"**



LES SERVICES DE L'ETAT

- DDE
- DDAF
- DRIRE
- Serv. Nav.
- ...

(le contexte CEE)

**INCITATION
FINANCIERE**



L'AGENCE DE L'EAU

(la loi sur l'eau de 1964
la loi sur l'eau de 1992)

Rôle d'"aiguillon" des associations

La protection des espaces et des espèces à travers le réseau Natura 2000

Environment and species conservation through the Natura 2000 network

Dominique RICHARD,

**Secrétariat de la Faune et de la Flore.
Muséum National d'Histoire Naturelle.**

Résumé

La directive européenne du 21 mai 1992 (directive 92/43/CEE) doit contribuer à assurer la biodiversité par la conservation des habitats naturels ainsi que de leur faune et leur flore sauvage sur le territoire européen tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales. Elle suppose un engagement formel des Etats membres à sa mise en application en assurant une protection stricte d'espèces et l'inventaire et la désignation de zones naturelles à maintenir ou à rétablir dans un état de conservation favorable, pour la préservation de certains types d'habitats ou de certains habitats d'espèces. Ces Zones Spéciales de Conservation (ZSC) s'ajouteront aux Zones de Protection Spéciale (ZPS) pour constituer à terme un réseau écologique européen cohérent, appelé "Réseau Natura 2000". Les Etats membres ont deux ans à partir de la date de notification (5 juin 1992) pour transposer la directive dans leur droit national, mais la mise en place du réseau des sites Natura 2000 s'étalera jusqu'en 2004. En France, les années 1993-94 ont été consacrées à la phase d'inventaire des sites. Depuis mi 1994 se sont engagées à l'initiative des DIREN, et sous la conduite des Préfets de région, des rencontres régionales d'information et d'échanges appelées Conférences Natura 2000.

Abstract

The European directive dated 21 May, 1992 (92/43/EEC directive) was elaborated to ensure the biodiversity by preserving the natural habitats and their wild fauna and flora on the European territory while respecting the economic, social, cultural and regional constraints. Implying an absolute commitment on the part of the Member States upon application, the directive guarantees a strict protection of species and the inventory and designation of natural areas to be maintained or restored in a favourable conservation status, for the preservation of some types of habitats or of certain species' habitats. These Conservation Special Areas will be added to the Special Protection Areas to form a coherent European ecological network, named "the Natura 2000 network". After the notification date (5 June 1995), two years were granted to Member States to integrate this directive into their national laws, but the setting-up of the network of the Natura 2000 sites will continue to be carried out until 2004. In France, 1993 and 1994 were devoted to the inventory of sites. Since the

middle of 1994, information and exchange regional meetings, called Natura 2000 conferences, were initiated by DIREN and organized by the region prefects.

Tant au niveau national qu'international, les années 70 ont vu apparaître ou se renforcer les textes relatifs à la protection de la nature.

En 1971, la **convention de Ramsar**, relative aux zones humides d'importance internationale fixait des objectifs de protection de ces milieux, particulièrement au vu de leur fonction pour les oiseaux d'eau. Ce n'est pourtant qu'en 1986 que cette convention est entrée en vigueur en France.

En 1976, la France adoptait l'importante **loi sur la protection de la nature**, qui reconnaissait la protection des espaces naturels et des espèces au rang de principe d'intérêt général.

En 1979, deux nouvelles conventions ont été signées : la **convention de Bonn**, qui souligne la nécessité de protéger les habitats indispensables aux espèces migratrices (*A. sturio* pour les poissons, en particulier) et la **Convention de Berne**, relative à la vie sauvage et aux milieux naturels, qui a servi de fondation à la directive Habitats. Mais ces deux conventions ne précisent pas les critères de sélection des sites ni les modalités de leur préservation.

Cette même année, le Conseil des ministres de la Communauté Européenne (devenue Union Européenne) a adopté la **Directive sur la conservation des oiseaux sauvages**, visant à protéger les oiseaux et les milieux dont ils dépendent. Cette dernière engage les états membres de l'Union à désigner des Zones de Protection Spéciale (ZPS), dont ils assument la responsabilité vis-à-vis de leurs différents partenaires européens. Ces ZPS feront partie, à terme, du futur réseau Natura 2000, mis en place dans le cadre de la nouvelle **Directive habitats**.

I. Contenu de la Directive Habitats

Comme indiqué précédemment, cette Directive en date du 21 mai 1992, intitulée "Directive 92/43/CEE du Conseil, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages", s'inspire largement des principes de la Convention de Berne. Elle ne couvre, toutefois, par définition, que les membres de l'Union Européenne, alors que Berne concerne l'Europe au sens large, ainsi que certains pays africains.

Par ses objectifs mêmes, la Directive Habitats participe à la réalisation de la **Convention sur la biodiversité**, adoptée au "Sommet de la Terre" de Rio de Janeiro, en juin 1992. Elle doit en effet "contribuer à assurer la biodiversité par la conservation des habitats naturels ainsi que de leur faune et leur flore sauvages sur le territoire européen... tout en tenant compte des exigences économiques, sociales, culturelles et régionales".

Tout comme la Directive Oiseaux de 1979, la Directive Habitats suppose un **engagement formel des Etats membres** à sa mise en application.

Celui-ci concerne deux types de dispositions :

- protection stricte d'espèces de faune et de flore (annexe IV). Sur les 293 espèces animales et 490 espèces végétales retenues dans cette annexe, respectivement 141 et 62 sont présentes en France. L'annexe V concerne un nombre plus restreint d'espèces pour lesquelles le prélèvement dans la nature et l'exploitation sont autorisés sous réserve de mesures de gestion adaptées. Pour ces espèces, l'utilisation de certains moyens de capture non sélectifs énumérés à l'article VI est interdite.
- inventaire et désignation de zones naturelles à maintenir ou à rétablir dans un état de conservation favorable, pour la préservation de certains **types d'habitats (annexe I)**, ou de certains **habitats d'espèces (annexe II)**. Certains types d'habitats et certaines espèces sont considérées comme prioritaires en raison de leur raréfaction en Europe et sont symbolisés dans les listes par une astérisque (*).

L'annexe I concerne 205 types d'habitats, dont 140 environ sont représentés en France. L'annexe II mentionne 632 espèces animales et végétales, dont 152 sont présentes en France (22* sur les 122* européennes).

Ces Zones Spéciales de Conservation (ZSC), sélectionnées sur la base de critères définis à l'annexe 3, s'ajouteront aux ZPS de la Directive Oiseaux pour constituer à terme un réseau écologique européen cohérent, appelé "**Réseau Natura 2000**".

II. Calendrier de la Directive Habitats

Les Etats membres ont deux ans à partir de la date de notification (5 juin 1992), pour transposer la Directive dans leur droit national. Mais la mise en place du réseau des sites Natura 2000 s'étalera jusqu'en 2004.

Les propositions de **listes nationales** de sites, sur la base des annexes I et II, doivent parvenir à la Commission en juin 1995.

De juin 1995 à juin 1998 s'engage une période de concertation entre la Commission et les Etats membres pour l'établissement de la liste des **sites d'importance communautaire**.

Puis les Etats membres ont 6 ans, jusqu'en 2004 pour désigner les Zones Spéciales de Conservation (ZSC) et prendre les mesures appropriées au maintien ou au rétablissement des sites dans un état de conservation favorable. Dans ces zones, les mesures de conservation nécessaires devront être établies par voie administrative (réglementation) ou par voie contractuelle.

III. Mise en œuvre en France

La stratégie nationale envisagée pour la mise en œuvre de la Directive a été présentée le 6 janvier 1993 au ministère de l'Environnement, à l'occasion d'une importante réunion à laquelle participaient plus d'une centaine de personnes :

scientifiques, représentants de DIREN et de diverses administrations, associations nationales, établissements publics, assemblée permanente de Chambres d'agriculture...

Une instruction DNP-ministère de l'Environnement n°38 en date du 21 janvier 1993 précisait les modalités de mise en œuvre des travaux d'inventaire et d'information. Compte tenu, toutefois, de l'importance de ceux-ci, le calendrier a été assoupli et reformulé dans une circulaire DNP n°24 en date du 28 janvier 1994.

Les années 1993-94 (pro-parte) ont été consacrées à la **phase d'inventaire des sites**, sur la base de critères scientifiques :

- Le Secrétariat de la Faune et de la Flore, du Muséum National d'Histoire Naturelle est le coordinateur scientifique et technique au niveau national. Il a produit des documents de synthèse permettant d'orienter le travail des groupes régionaux : extraits du fichier ZNIEFF, du Livre Rouge de la flore et de la faune menacées au niveau national, croisements ZNIEFF/ZICO, bordereaux d'enquête, guides d'interprétation de l'annexe I sur les habitats naturels, orientations pour la délimitation des sites à retenir...

- Quatre Présidents de "groupes biogéographiques" ont été désignés pour assurer la cohérence et l'articulation de l'inventaire dans la logique définie par la Directive, qui découpe l'Europe en cinq secteurs biogéographiques (quatre nous concernent) :

- M. Le Demez (Université de Brest) : secteur atlantique,
- J-C. Rameau (ENGREF de Nancy) : secteur continental,
- P. Quezel (Université d'Aix-Marseille) : secteur méditerranéen,
- A. Baudiere (Université de Toulouse) : secteur alpin.

Un cinquième groupe, présidé par Th. Lavoux de l'Institut français de l'environnement (IFEN), est chargé de la communication pour mieux faire connaître la Directive à tous les acteurs de l'espace naturel qui seront concernés par sa mise en application.

- Le travail des quatre Présidents scientifiques s'appuie, au niveau régional, sur les Conseils Scientifiques Régionaux du Patrimoine Naturel (ex Comité ZNIEFF) ainsi que les responsables d'espaces protégés, de l'ONF, de l'ONC, du CSP, des Conservatoires Botaniques Nationaux, du Conservatoire du Littoral..., en coordination avec les DIREN.

Depuis mi 1994 se sont engagées à l'initiative des DIREN, et sous la conduite des Préfets de région, des rencontres régionales d'information et d'échanges appelées **Conférences Natura 2000**. A ce jour, une dizaine de régions ont, ou s'appêtent à organiser de telles rencontres.

Les Préfets de départements organiseront ensuite une concertation avec les partenaires concernés, notamment dans le cadre de la Commission départementale des sites. Ce n'est pas tant sur la délimitation précise des sites à soumettre à la Commission des Communautés Européennes que devraient porter les réflexions

mais plutôt sur les diverses mesures de gestion et/ou de protection envisageables pour assurer leur "état de conservation favorable" à l'avenir. Les mesures agro-environnementales prendront, dans ce contexte, une importance particulière.

Durant toute cette phase de travaux et de concertations au niveau français, le Conseil National de Protection de la Nature, instance de conseil auprès du ministère de l'Environnement, est régulièrement consulté, tant sur la méthodologie d'inventaire que sur la liste finale de sites à soumettre à la Commission.

En juin 1995, l'Etat français proposera cette liste nationale à la Commission des Communautés Européennes. Des rectifications pourront alors être nécessaires pour que l'ensemble des listes nationales soit cohérent. Et, à partir de 1998, les désignations effectives en ZSC devront se faire dans un délai de six ans.

IV. Implications en matière d'hydrosystèmes

L'annexe I de la Directive, qui se réfère aux types d'habitats naturels dont la conservation nécessite la désignation de Zones de Conservation Spéciales, comprend un certain nombre de types d'habitats aquatiques ou semi-aquatiques de différentes catégories :

- eaux marines et milieux à marées ;
- marais et prés salés atlantiques et continentaux ;
- marais et prés salés méditerranéens et thermo-atlantiques ;
- eaux dormantes ;
- eaux courantes ;
- tourbières hautes et tourbières basses ;
- certains types de forêts riveraines.

Parmi les espèces d'hydrosystèmes figurant à l'annexe II, se trouvent certes plusieurs espèces de poissons, mais également d'autres vertébrés et invertébrés inféodés aux milieux aquatiques. Citons par exemple, tels que le Desman des Pyrénées (*Galemys pyrenaicus*), la Loutre (*Lutra lutra*), la Cistude d'Europe (*Emys orbicularis*), plusieurs espèces d'Odonates... Plusieurs espèces végétales concement aussi ce type de milieu.

V. Conclusions

La Directive Habitats est un texte majeur dans la stratégie de conservation de la nature au niveau européen, impliquant une responsabilité, par les états membres de l'Union d'assurer la réalisation de ses objectifs, dans le cadre de leurs propres politiques nationales.

Les travaux d'inventaires, longs et difficiles, s'efforcent de mobiliser un maximum de partenaires de compétences différentes, autour des Conseils Scientifiques Régionaux du Patrimoine Naturel, placés auprès des DIREN.

Le groupe " Communication ", composé de représentants institutionnels issus d'horizons variés, y compris associatifs et socio-professionnels, réfléchit à divers produits susceptibles de promouvoir l'information, notamment à l'occasion des Conférences Natura 2000 " : une brochure intitulée : " Pour une nature mieux

protégée " a été élaborée, ainsi qu'une lettre d'information, " Natura 2000 infos ", dont le deuxième numéro est en instance de parution.

Mais, c'est bien sûr, sur le devenir des futures ZCS et sur les mesures conservatoires à envisager que porteront les efforts de concertation et de réflexion dans les prochaines années. La subsidiarité jouant, c'est à l'Etat français de définir cette politique. Si les mesures réglementaires ne pourront être écartées dans certains cas, il apparaît, comme le souligne M. Barnier que seront plutôt privilégiés "...chaque fois que cela sera possible, la promotion ou le maintien dans ces sites de méthodes de gestion adaptées et d'activités humaines compatibles avec la préservation des habitats naturels...".

VI. Bibliographie

ANONYME 1993 - Pour une nature mieux protégée, une directive européenne pour gérer ensemble notre patrimoine naturel. *ministère de l'Environnement*, Paris : 16 p.

F de BEAUFORT et H. MAURIN, 1988 - Le Secrétariat de la Faune et de la Flore et l'inventaire du patrimoine naturel : objectifs, méthodes et fonctionnement. Paris, *SFF/MNHN* : 119 p.

C. BERNARD et D RICHARD, 1991 - Projet de directive Habitats, analyse des annexes II (espèces) et I (habitats). *SFF/MNHN*, Paris : Rapport inédit.

Commission des communautés Européennes, 1979 - Directive 79/409/CEE du Conseil des Communautés européennes concernant la conservation des oiseaux sauvages. *JO des CE* n°L 103/1 du 25-4-1979.

Commission des communautés Européennes, 1992 - Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvage. *JO des CE* du 22/07/92 : 7-50.

H. COQUILLARD et V. LEVY-BRUHL, 1991 - La gestion et la protection de l'espace en 30 fiches juridiques. Secrétariat Régional du Patrimoine Naturel Rhône-Alpes, *ministère de l'Environnement/Atelier technique des espaces naturels, la Documentation française*. Paris : non paginé.

P. KEITH, J. ALLARDI et B. MOUTOU, 1992 - Livre rouge des espèces menacées de poissons d'eau douce de France. Coll. Patrimoines Naturels, Vol 10, *SFF.-MNHN, CSP, Cemagref, ministère de l'Environnement*, Paris : 111 p.

L. MARION, 1982 - Liste des milieux à protéger en France dans le cadre de la directive du conseil de la CEE sur la conservation des oiseaux sauvages. *Penn ar Bed*, 13 : 97-121.

H. MAURIN, 1992 - La banque de données Fauna-Flora du Secrétariat de la Faune et de la Fore du Muséum National d'Histoire Naturelle. Actes de la 3e conférence des Entomologistes d'Expression française (Gembloux, juillet 1990). *Mém. Soc. Roy. belge Entomol*, 1992, 35 : 693-698.

G. ROCAMORA et M. THAURONT, 1992 - Inventaire français des Zones de grand intérêt pour la conservation des oiseaux sauvages dans la Communauté européenne. Version finale CIPO-Ecosphère-LPO, *ministère de l'Environnement/DNP*. Rapport inédit : non paginé.

M. THAURONT, 1988 - Important Bird Areas in France. LPO, CIPO, RSPB. Rapport inédit : 37 p.

Etat actuel et projets de la normalisation aux niveaux AFNOR, CEN, ISO

Current state and standardization projects at AFNOR, CEN, ISO

Roger CABRIDENC

Directeur Scientifique et de la Qualité INERIS,

Résumé

La gestion des eaux nécessite la prise en compte de paramètres physiques, chimiques et biologiques grâce à des protocoles expérimentaux normalisés ou faisant l'objet d'un consensus pour pouvoir assurer le suivi de l'évolution d'un milieu, vérifier la conformité à une réglementation ou accepter les données obtenues dans différents laboratoires. Au niveau national, l'Association Française de Normalisation (AFNOR) a mis en place des commissions pour assurer la publication de normes françaises dans le domaine de l'hydrobiologie des eaux et suivre les travaux de normalisation au niveau international. Elle s'est orientée vers la normalisation de méthodes permettant d'évaluer la qualité biologique des cours d'eau en tenant compte de l'état des communautés de macro-invertébrés benthiques. Au niveau international, l'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) a mis en place une structure susceptible de normaliser des méthodes permettant d'évaluer l'état de santé des écosystèmes aquatiques en tenant compte notamment des communautés benthiques. Ses travaux se sont ensuite orientés vers des problèmes concernant l'échantillonnage, le transport, la conservation et la manipulation des échantillons. Au niveau européen, le Comité Européen de Normalisation (CEN) a repris les travaux de l'ISO et s'intéresse à la normalisation des méthodes d'étude concernant la qualité écologique des eaux. Il s'est avéré impossible d'imposer une norme européenne permettant d'évaluer la qualité des eaux en se basant sur les populations d'invertébrés benthiques. Des intercalibrations entre les différentes méthodes actuellement appliquées sont souhaitables.

Abstract

Water management requires taking into account the physical, chemical and biological parameters by the means of experimental, standardized or common procedures to ensure the monitoring of an environment evolution, to check the conformity to a regulation or to accept the data obtained from various laboratories. At the national level, the French Standardization Association (AFNOR) set up commissions to guarantee the publication of French standards in the water hydrobiology field and to follow the work on standardization at the international level. It directed its work towards the standardization of methods to permit the assessment of the biological quality of running water by taking into account the status of the benthic macroinvertebrates communities. At the international level, the International Standardization Organisation (ISO) set up a structure to standardize methods allowing the state of health of the aquatic ecosystems to be assessed with special

attention given to benthic communities. Its work was then directed towards problems concerning the sampling, transport, conservation and handling of samples. At the European level, the European Standardization Committee (CEN) pursued ISO's work and is focusing on the standardization methods for studying the ecological quality of water. It turned out to be impossible to impose a European standard to evaluate the water's quality based on the study of benthic invertebrates populations. Modulated assessments between the various currently-used methods are advisable.

La gestion des eaux nécessite la prise en compte de paramètres physiques, chimiques et biologiques, notamment l'acquisition de données fiables et pertinentes concernant la structure et le fonctionnement des écosystèmes aquatiques ainsi que les niveaux de contamination des biotopes (eaux, sédiments) et des différentes populations constituant les biocénoses. Différentes approches complémentaires sont mises en œuvre pour aboutir à un tel objectif :

- La réalisation de bio-essais de laboratoire permettant de prévoir le comportement, le devenir et les effets des contaminants dans les milieux aquatiques.
- La réalisation des analyses physico-chimiques permettant d'évaluer les niveaux de contamination.
- La mise en évidence de biomarqueurs d'exposition au niveau cellulaire ou tissulaire.
- L'application de méthodes basées sur les indicateurs biocénotiques en relation avec la structure des peuplements, notamment en ce qui concerne plus particulièrement les invertébrés benthiques.

Au niveau national, une telle gestion s'appuie notamment sur le réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RNO) et sur le réseau national de bassin (RNB) qui a succédé en 1987 à l'inventaire national de la pollution.

Au niveau européen la proposition de Directive du Conseil relative à la qualité écologique des eaux (94/C 222/05) publiée au Journal Officiel des Communautés Européennes en août 1994 imposera au pays de l'Union Européenne la mise en place d'un système de mesure et de surveillance permettant de déterminer la qualité écologique des eaux de surface. Différentes approches complémentaires sont envisageables pour atteindre un tel objectif.

Dans son annexe 1, la proposition de Directive cite un certain nombre de facteurs à prendre en considération, tant en ce qui concerne la qualité du biotope que la composition et le fonctionnement des biocénoses constituant les écosystèmes aquatiques, notamment :

- la teneur en oxygène dissous,
- les concentrations en substances toxiques dans l'eau, les sédiments, la biomasse,
- l'inventaire des maladies constatées au niveau des populations animales et végétales,

- la diversité des communautés d'invertébrés planctoniques et benthiques,
- la diversité des communautés de végétaux aquatiques,
- la diversité des populations de poissons,
- la diversité des communautés de vertébrés supérieurs (amphibiens, oiseaux, mammifères),
- la structure et la qualité des sédiments,
- l'état des rives ou des côtes.

De telles contraintes présentes ou futures nécessitent de disposer de protocoles expérimentaux normalisés ou faisant l'objet d'un consensus en ce qui concerne l'obtention d'échantillons, leur transport, leur conservation, les analyses et les essais à réaliser ainsi que l'interprétation des résultats. Une telle pratique est en effet indispensable pour assurer le suivi de l'évolution d'un milieu, vérifier la conformité à une réglementation ou accepter des données obtenues dans différents laboratoires.

Au cours de ces dernières années, des progrès considérables ont été réalisés en ce qui concerne les méthodes d'analyses physico-chimiques des eaux et des sédiments, ou certains bio-essais écotoxicologiques. On note, en revanche, un retard évident en ce qui concerne les méthodes biologiques ou biochimiques susceptibles d'être appliquées au contrôle de la qualité écologique des eaux. C'est cet aspect qui retiendra plus particulièrement notre attention dans le cadre de cet exposé.

I. Rappel des structures de normalisation au niveau national et international

A. Au niveau national

L'Association Française de Normalisation (AFNOR) a mis en place une commission générale "écotoxicologie" (commission T90B) et une commission "indice biotique" (T95F) qui fonctionnent depuis 1968 pour assurer la publication de normes françaises dans le domaine de l'hydrobiologie des eaux et suivre les travaux de normalisation au niveau international. Cette commission regroupe des spécialistes universitaires, des représentants des Pouvoirs Publics (ministère de l'Environnement, DIREN), des représentants des Agences de l'Eau et des industriels.

B. Au niveau international

L'Organisation Internationale de Normalisation (ISO) a mis en place dès 1973 une structure susceptible de normaliser des méthodes permettant d'évaluer l'état de santé des écosystèmes aquatiques.

Il s'agissait du groupe de travail ISO/TC 147/SC 5/WG 6 "indice biotique" dont le secrétariat et l'animation avaient été confiés au Royaume Uni. Une telle structure entrait dans le cadre du sous-comité 5 du comité technique qualité des

eaux (ISO/TC 147). Dès 1992, il a été décidé de dissoudre le groupe de travail ISO et d'assurer la continuation des travaux au niveau européen.

L'ISO réunit actuellement 41 pays (24 pays membres p, participants aux travaux ; 17 pays membres O, observateurs). La représentation est théoriquement importante, mais les standards ISO ne sont pas d'application obligatoire et certains pays (USA, Japon, etc.) disposent d'organisations de normalisation totalement indépendantes de l'ISO qui préconisent l'emploi de leur propres méthodes.

C. Au niveau européen

Le Comité Européen de Normalisation (CEN) a mis en place, en 1990, une structure ayant le même objectif dans le cadre du CEN/TC 230 qualité des eaux. Il s'agit du groupe de travail CEN/TC 230/WG 2/TG 1 "classification des rivières" dont le secrétariat et l'animation ont été confiés au Royaume Uni. Ce groupe de travail a progressivement repris les activités du groupe de travail ISO et s'intéresse notamment à la normalisation des méthodes qui seront nécessaires à la mise en application de la Directive européenne relative à la qualité écologique des eaux.

Le Comité Européen de Normalisation regroupe les 18 pays membres de l'Association Européenne de libre échange (AELE) : Allemagne, France, Italie, Royaume Uni (10 voix) ; Espagne (8 voix) ; Autriche, Belgique, Grèce, Pays-Bas, Portugal, Suède, Suisse (5 voix) ; Danemark, Finlande, Irlande, Norvège (3 voix) ; Luxembourg (2 voix) ; Islande (1 voix). Il diffuse des normes européennes expérimentales (ENV), des documents d'harmonisation (HD) et des normes européennes (EN) qui doivent obligatoirement être mises en application au niveau national en leur conférant le statut de norme nationale avec pour conséquence le retrait de toute norme en contradiction avec elle.

Les décisions concernant la publication des méthodes normalisées sont soumises à une procédure de vote pondéré en fonction de l'importance des pays concernés.

II. Résultats obtenus dans le domaine de l'hydrobiologie

A. Au niveau national

Très rapidement, l'AFNOR s'est orienté vers la normalisation de méthodes permettant d'évaluer la qualité biologique des cours d'eau en tenant compte de l'état des communautés de macro-invertébrés benthiques en se basant sur les travaux originaux de J. Verneaux et G. Tuffery. En effet, malgré certaines limites concernant les possibilités d'application et l'interprétation des résultats obtenus (notamment en ce qui concerne les causes de perturbations observées), la normalisation de telles méthodes a été considérée comme indispensable dans le cadre de l'inventaire national de la pollution, notamment pour suivre l'évolution de l'état d'un site et pouvoir comparer des milieux en amont et en aval d'un rejet.

Les travaux de la commission AFNOR ont abouti à la publication des documents suivants :

- En 1968, la norme expérimentale "indice biotique",
- En 1985, la norme expérimentale NFT 90350 indice biologique global (IBG),
- En 1992, la norme homologuée NFT 90350 indice biologique global normalisé (IBGN).

La commission a également suivi les travaux réalisés au niveau international et l'AFNOR a assuré en 1992 la publication des normes suivantes :

- NF EN 27828 - Méthodes d'échantillonnage biologique : guide pour le prélèvement des macro-invertébrés benthiques à l'épuisette.
- NF EN 28265 - Guide sur la conception et l'utilisation des échantillonneurs de macro-invertébrés benthiques sur substrats rocailloux dans les eaux peu profondes.
- Le projet EN 29391 - Échantillonnage de macro-invertébrés en eaux profondes - Guide d'utilisation des échantillonneurs de colonisation, qualitatifs et quantitatifs, reste toujours en discussion et a fait l'objet d'un vote négatif de la part de la France.

B. Au niveau international

Au niveau ISO, de nombreuses discussions ont été poursuivies dans le but d'essayer d'aboutir à un protocole expérimental acceptable au niveau international et permettant d'aboutir à un indice en relation avec le niveau de qualité d'un cours d'eau, en tenant notamment compte des communautés benthiques. Trois méthodes ont été examinées : la méthode des "saprobies" préconisée par l'Allemagne, la méthode "indice biotique" préconisée par la France et la méthode des scores préconisée par le Royaume-Uni. Après de laborieuses négociations, un projet de norme internationale basée sur la méthode des scores a pu être publiée en 1979 ; mais malgré les efforts des représentants du Royaume-Uni, il n'a pas été possible d'aboutir à un accord permettant la publication d'une norme internationale.

Jusqu'en 1992, les travaux se sont ensuite orientés vers des problèmes généraux concernant l'échantillonnage, le transport, la conservation et la manipulation des échantillons. S'il s'est avéré impossible d'imposer des protocoles expérimentaux précis, il a été possible d'aboutir à un accord sur des guides méthodologiques exposant des principes généraux et proposant différents protocoles.

Trois normes d'échantillonnage précédemment citées (normes en partie ultérieurement reprises par le CEN puis par l'AFNOR) et un guide général ont pu être publiés :

- En 1985, la norme ISO 7828 concernant le prélèvement des macro-invertébrés benthiques à l'épuisette,
- En 1985, un guide général (ISO 5667-3) sur la conservation et la manipulation des échantillons,

- En 1988, la norme ISO 8265 concernant des échantillonneurs en eaux peu profondes,
- En 1993, la norme ISO 9391 concernant des échantillonneurs en eaux profondes.

C. Au niveau européen

En 1992, le groupe de travail du CEN a repris les travaux amorcés à l'ISO dans le but de répondre aux exigences du projet de directive sur la qualité écologique des eaux.

Il a été confirmé qu'il s'avérait impossible d'imposer une norme européenne permettant d'évaluer la qualité des eaux en se basant sur les populations d'invertébrés benthiques. Des intercalibrations entre les différentes méthodes actuellement appliquées (Saprobies, IBGN, méthode des scores) ont été souhaitées.

Les méthodes concernant l'échantillonnage ont été examinées et soumises à la procédure de vote.

En 1994, deux normes européennes ont été publiées :

- la norme EN 27828 (précédemment citée) concernant le prélèvement des invertébrés benthiques à l'épuisette,
- la norme EN 28265 (précédemment citée) concernant les échantillonneurs en eaux peu profondes.

Le projet EN 29391 (précédemment citée) est actuellement soumis au vote des membres de CEN et devrait sans doute être accepté.

Des discussions ont actuellement lieu dans le but d'aboutir à un accord sur la représentation graphique des cours d'eau en fonction de leur niveau de qualité, notamment en ce qui concerne les couleurs. Un accord semble pouvoir être obtenu sur la représentation suivante :

• bonne qualité biologique	=	bleu
• qualité biologique moyenne	=	vert
• qualité biologique médiocre	=	jaune
• mauvaise qualité biologique	=	rouge
• absence d'eau circulante	=	blanc
• absence de macroinvertébrés benthiques	=	noir

III. Conclusion

La normalisation fait l'objet de critiques souvent justifiées ; la publication d'un protocole expérimental normalisé nécessite d'importants travaux de laboratoire et de longues et laborieuses discussions. De tels protocoles sont issus de consensus basés sur l'acceptation de compromis qui peuvent dénaturer le projet initial et amoindrir son intérêt.

La normalisation présente en revanche des avantages non négligeables ; elle conduit à la publication de protocoles expérimentaux applicables en routine dans de nombreux laboratoires. Les protocoles sont en principe décrits avec précision et font l'objet d'essais interlaboratoires qui permettent d'évaluer leur répétabilité et leur reproductibilité et donc de bien connaître la dispersion normale des résultats qu'ils permettent d'obtenir.

Par ailleurs, les méthodes normalisées sont indispensables au niveau national et au niveau international lorsqu'il s'avère nécessaire de comparer des données obtenues dans différents laboratoires dans le but de vérifier la conformité à un règlement, évaluer le montant d'une redevance, établir un inventaire du niveau de contamination des milieux, notamment suivre au cours du temps l'état de santé des écosystèmes.

Il s'avère donc, en cas de besoin, nécessaire d'encourager la normalisation des méthodes en s'efforçant d'améliorer et surtout d'accélérer les procédures retenues pour aboutir à une norme. Des efforts doivent notamment être faits au niveau national dans le but d'inciter les laboratoires français à participer à la mise au point de méthodes normalisables, aux essais interlaboratoires et aux discussions nécessaires à la publication du protocole normalisé. En effet, si actuellement la norme française NF T 90 350 donne satisfaction et est, malgré certaines imperfections, appliquée en routine, elle ne permet pas d'obtenir la totalité des informations permettant d'aboutir à une évaluation précise de l'état de santé des écosystèmes aquatiques. Elle devrait être complétée par d'autres méthodes hydrobiologiques basées sur l'études d'autres populations (diatomées, oligochètes, poissons, mollusques, macrophytes, etc.) ou des méthodes biochimiques tenant compte d'indicateurs d'exposition ou d'effets.

Les protocoles expérimentaux normalisés devront être souvent accompagnés de guides d'utilisation fournissant des informations complémentaires, quant aux conditions d'application et à l'interprétation des résultats. Ils devront toujours être appliqués par des laboratoires disposant des compétences nécessaires et respectant les bonnes pratiques de laboratoire ou les règles d'assurance qualité édictées par les organisations internationales (CEN 45000, guide ISO 25, normes ISO 9000).

La mise en place de procédures d'accréditation ou d'agrément des laboratoires devrait en outre permettre de vérifier, d'une part la compétence des laboratoires, d'autre part les conditions d'application des protocoles normalisés et donc de garantir la fiabilité des résultats fournis et donc leur reconnaissance au niveau national et international.

Ecorégions et systèmes de référence

Ecoregions and reference systems

Jean-Gabriel WASSON

Cemagref Lyon

Division Biologie des écosystèmes aquatiques

Résumé

L'évaluation de la qualité d'un milieu aquatique nécessite la définition d'un système de référence régionalisé des écosystèmes aquatiques. Ce système de référence doit permettre d'évaluer la discordance de l'état actuel, autrement dit la dégradation réelle d'un milieu par rapport à ses potentialités intrinsèques et d'envisager des actions de restauration. Les études écologiques ont montré que les organismes bioindicateurs répondent à des facteurs-clés qui sont des facteurs d'ordre climatique, des facteurs qui déterminent l'habitat physique, des facteurs trophiques et des facteurs biotiques. Ces facteurs sont eux-mêmes sous le contrôle de déterminants qui agissent à l'échelle d'un tronçon de rivière : l'hydrologie, la morphologie et la végétation rivulaire. Des hydro-écorégions ont été définies en considérant que la géologie et le climat sont les facteurs de contrôle primaires des écosystèmes d'eau courante. L'hypothèse de base est que des bassins inclus dans une même hydro-écorégion auront les mêmes types fonctionnels de cours d'eau. Les caractéristiques géomorphologiques des vallées ont permis de définir des morpho-régions qui, dans le cas du bassin de la Loire, montrent une très bonne concordance avec les hydro-écorégions. Une approche couplant un découpage du territoire en hydro-écorégions et une régionalisation des types de vallées constitue une première étape vers une gestion régionalisée des hydrosystèmes.

Abstract

The assessment of the quality of an aquatic environment requires the definition of a regionalized reference system of aquatic ecosystems. This reference system must aim at assessing the discordance of the current state, i.e. the real degradation of an environment compared with its intrinsic potentialities, and at envisaging the means to restore this environment. Ecological studies showed that bioindicator organisms are influenced by key factors which are climatic factors, factors influencing the physical habitat, trophic factors and biotic factors. These factors are, themselves, under the control of deciding factors which have an action at a river-portion scale : hydrology, morphology and riverside vegetation. Hydrocoregions were defined by considering the geological and climatic factors as the primary control factors of running water ecosystems. The basic hypothesis is that the basins included in the same hydrocoregion will have the same functional types of rivers. The geomorphological characteristics of valleys allowed the morphoregions to be defined which, in the case of the Loire basin, shows good agreement with the hydrocoregions. An approach

coupling a regional division in hydroecoregions and a regionalization of valley types is the first step towards a regionalized management of hydrosystems.

I. Introduction

Les méthodes globales actuellement utilisées en France pour évaluer la qualité d'un milieu aquatique à partir de peuplements d'invertébrés ou de végétaux en place dérivent toutes de l'une ou l'autre des deux grandes écoles européennes : le "Saprobien System" allemand du début du siècle, ou le "Biotic Index" développé en Grande Bretagne dans les années 1960. Malgré la remarquable évolution des bases théoriques de l'écologie aquatique au cours de la décennie passée, et les nouveaux moyens de traitement de données, les postulats fondamentaux de ces méthodes, au demeurant rarement explicités, n'ont pas été remis en cause. Parmi ceux-ci figurent en filigrane l'espoir d'une méthode universelle, et la référence absolue à un cours d'eau idéal, celui qui aurait la note maximale.

Ceci ne présente pas de grands inconvénients pour comparer dans des études de cas l'amont et l'aval d'une source de pollution, ou pour situer sur une carte les points noirs à traiter en priorité. Les problèmes surgissent lorsqu'il s'agit de porter un diagnostic précoce, donc précis, sur des pollutions complexes, ou simplement d'évaluer à une échelle globale l'état réel d'altération des milieux, pour définir des objectifs de restauration. Et ce, d'autant qu'il ne s'agit plus de raisonner par rapport à des normes d'usages - donc des dégradations tolérables - mais par rapport à l'objectif ambitieux, fixé par la loi sur l'eau du 3 janvier 1992, de préserver le fonctionnement des écosystèmes aquatiques.

II. Problématique

Les variations naturelles observées d'une région à une autre, même à l'échelle d'un pays comme la France, rendent problématique la recherche de l'universalité, et contestable la référence à une situation idéale unique. D'une part, universalité et précision sont antagoniques car seules les fortes dégradations ont des traductions biologiques suffisamment constantes pour être généralisables à une large échelle. Une méthode robuste et universelle est donc forcément peu précise. Or, actuellement, les gros points noirs ayant été repérés et traités, le problème se pose de diagnostiquer dans des situations globalement médiocres l'évolution des milieux et les effets concrets, peu spectaculaires à court terme, des politiques de restauration. D'autre part, pour définir des objectifs de préservation ou de restauration, il est indispensable de se référer aux sensibilités et aux potentialités réelles des écosystèmes. Un objectif fixé par rapport à une référence absolue - une note d'un indice égale sur tout le territoire par exemple - risque au mieux d'être irréaliste, et au pire d'entériner comme référence une dégradation déjà significative des milieux que l'on souhaite protéger. En effet, selon les types de cours d'eau, une même note d'indice peut correspondre à des degrés différents d'altération de la biocénose originelle.

Le problème posé est donc celui de la définition d'un système de référence régionalisé des écosystèmes aquatiques, par rapport auquel on pourra évaluer la discordance de l'état actuel, autrement dit la dégradation réelle d'un milieu par

rapport à ses potentialités intrinsèques. Cette référence aux potentialités régionales d'un écosystème sous-tend les concepts "d'intégrité biotique" ou de "bonne santé d'un écosystème" (1, 2). Ces concepts sont repris par les législations nord-américaines et mis en œuvre par l'U.S. Environmental Protection Agency (3, 4) et Environnement Canada (5). En France, cette approche est préconisée depuis quelques années (6, 7, 8).

Pour être opérationnel, un tel système de référence régionalisé doit être suffisamment simple, pertinent, et précis. Des recherches ont été entreprises dans ce sens au Cemagref et commencent à déboucher sur des applications (9). Une étude inter-agences est également en cours au niveau national.

III. L'expérience étrangère

De par l'extrême diversité des situations naturelles rencontrées aux Etats-Unis, il était normal que ce pays soit le premier à tenter une régionalisation des critères d'évaluation des milieux aquatiques. Une carte au 1/7.500.000 distinguant pour les Etats-Unis 76 régions écologiques naturelles, ou écorégions, a été produite par synthèse des cartes existantes concernant la géomorphologie, les sols, la végétation naturelle potentielle et l'occupation des sols (10).

La pertinence de ces écorégions dans l'optique d'une régionalisation des caractéristiques écologiques des cours d'eau a été testée dans trois états (Arkansas, Ohio, Oregon) à partir de données physico-chimiques et biologiques provenant de sites de références. Ces sites présentaient le minimum possible de perturbations anthropiques (pas de pollution ponctuelle ou diffuse, large bande rivulaire végétalisée, habitats diversifiés, abris). Les résultats sont relativement concluants en ce qui concerne les variations des peuplements de poissons, qui diffèrent de manière assez nette selon les écorégions, de même que certaines variables physico-chimiques importantes telles que l'oxygène dissous, la conductivité ou les éléments nutritifs. Pour les invertébrés, la régionalisation est moins évidente, mais les cours d'eau de plaine et de montagne se distinguent nettement les uns des autres (et différentes régions de plaine entre elles), et ce même avec le simple critère présence/absence des familles d'invertébrés qui sert de base à de nombreux indices de qualité. Les auteurs reconnaissent évidemment l'existence d'écorégions de transition aux caractéristiques biologiques intermédiaires, et précisent que dans les écorégions très hétérogènes un niveau de classification supplémentaire (sous-écorégion ou vallée) sera nécessaire (4, 11, 12, 13).

Une autre approche à base écorégionale a été réalisée en Nouvelle-Zélande, où les conditions écologiques sont radicalement différentes de celle des Etats-Unis : isolement insulaire, faible superficie, variabilité climatique réduite, avec la truite (introduite) comme seule espèce de poisson. Il en ressort une structure écorégionale des écosystèmes d'eau courante, lorsque l'ensemble des caractéristiques physiques et biologiques sont prises en compte simultanément. Pour les peuplements d'invertébrés, traités au niveau de la famille mais sur des critères quantitatifs, des groupements aux caractéristiques très différentes apparaissent. Néanmoins, l'association de ces groupements à des limites écorégionales, assez détaillées dans ce cas, est moins évidente (14, 15).

Dans un tout autre contexte, celui des Andes boliviennes, des cours d'eau géographiquement très proches montrent des structures de peuplements d'invertébrés très différentes selon leur appartenance écorégionale (16, 17).

En conclusion, la variation induite par les caractéristiques écorégionales sur des cours d'eau non perturbés de taille relativement similaire est telle qu'il est erroné d'appliquer la même grille de référence à l'échelle d'un pays, et ce même pour des méthodes qualifiées de globales utilisant les poissons (IBI) ou les invertébrés à la famille (Indices Biotiques s.l.).

IV. L'état des recherches en France

L'approche nord-américaine n'est pas directement transposable en France compte tenu des différences d'échelle spatiale, d'hétérogénéité géologique et climatique, et du degré d'anthropisation du territoire. Mais plus fondamentalement, cette approche se limite pour l'instant à établir des corrélations entre l'appartenance d'un milieu aquatique à une écorégion et les structures de peuplement dans ce milieu. Les relations causales ne sont pas établies, et l'absence de prise en compte des facteurs de contrôle aux échelles intermédiaires ne permet ni d'expliquer les processus qui génèrent ces structures écologiques, ni de choisir le niveau de perception adéquat pour comprendre et prévoir la variation des différents facteurs qui régissent la répartition des organismes. Il n'est donc pas possible d'améliorer la précision ou la pertinence du découpage écorégional. Toutes ces raisons rendent nécessaires une amélioration des bases conceptuelles de la méthode avant de l'appliquer en France.

V. Le cadre conceptuel

Les organismes bioindicateurs, poissons, invertébrés ou végétaux, répondent à des facteurs-clés qui peuvent être regroupés sous quatre rubriques :

- les facteurs d'ordre "*climatique*" - on peut parler d'"*hydro-clima*" - comme la température, le pH, les gaz dissous, qui varient sur une large échelle spatiale et peuvent être considérés comme homogènes à l'intérieur d'un tronçon assez vaste.
- les facteurs qui déterminent à l'échelle des organismes *l'habitat* physique : paramètres morphodynamiques, substrat, abris, avec tout l'aspect dynamique inhérent à l'écoulement.
- les *facteurs trophiques*, c'est-à-dire pour chaque catégorie d'organisme producteur ou consommateur la nature et la quantité des ressources nutritionnelles disponibles ;
- enfin les facteurs *biotiques*, ou interactions directes entre organismes ayant nom compétition, exclusion, prédation, broutage, parasitisme, etc.

Il est difficile de hiérarchiser ces facteurs. Les trois premiers constituent le cadre dans lequel s'exercent les derniers, mais leur importance relative dépend largement des paramètres biologiques que l'on cherche à expliquer. Pour les invertébrés par exemple, la température détermine la distribution longitudinale des espèces d'insectes (18, 19), l'habitat la répartition spatiale des groupes

taxonomiques (20), et les facteurs trophiques la structure en groupes fonctionnels alimentaires (21). Les théories les plus récentes mettent l'accent sur l'importance de l'hétérogénéité spatiale, de la variabilité temporelle et de la connectivité entre les éléments du système comme facteurs déterminants de la biodiversité et du fonctionnement écologique. (22, 23, 24)

Mais ces facteurs ne sont pas indépendants (figure 1). Une catégorie d'organismes peut répondre positivement à l'augmentation de ses ressources nutritives, comme la matière organique, mais être affectée par la modification de l'hydroclimat (O_2 , NH_4^+) due à l'accroissement du métabolisme des micro-organismes décomposeurs. Cet effet dépend d'autres paramètres comme la température qui conditionne le métabolisme global et la solubilité de l'oxygène, ou le pH qui modifie la toxicité du NH_4^+ . Dans le même temps, l'habitat physique détermine la capacité de réaération du milieu, le flux d'oxygène biodisponible, la répartition de la matière organique (en suspension ou déposée) et des producteurs primaires. Par conséquent, on ne peut interpréter la réponse d'une catégorie d'organismes à la variation du milieu sous l'effet des polluants sans prendre en compte l'ensemble des interactions entre les facteurs-clés.

Mais ces facteurs-clés sont, eux-mêmes, sous le contrôle de quelques déterminants qui agissent à l'échelle d'un tronçon de rivière. Ces "compartiments de contrôle" sont l'*hydrologie*, qui régit la dynamique temporelle du système, la *morphologie* qui détermine la structure spatiale et la connectivité des éléments, et la *végétation rivulaire* qui contribue à la structuration morphologique et contrôle le fonctionnement trophique (25, 26) Enfin, à l'échelle globale, les caractéristiques écorégionales du *bassin versant* déterminent la structure et l'amplitude des variations locales de ces trois compartiments. En résumé si l'on décrit correctement, à l'échelle appropriée, le bassin versant et les compartiments de contrôle, on aura quantifié les principaux déterminants du fonctionnement des écosystèmes d'eau courante.

Parce qu'ils sont, en quelque sorte, "externes" au milieu aquatique, ces déterminants sont abordables à l'échelle d'un grand bassin par des techniques géographiques. Ils peuvent être régionalisés et cartographiés à partir de données existantes. Une telle approche a été tentée à l'échelle du bassin de la Loire, qui couvre 1/5ème de la France (117.000 km²) (27).

VI. Méthodologie appliquée au bassin de la Loire

A. Les hydro-écorégions

Dans cette approche, on considère que les facteurs de contrôle primaires des écosystèmes d'eau courante sont la géologie et le climat qui déterminent (historiquement et actuellement) le relief, la géomorphologie, la nature des sols, la couverture végétale, et donc l'hydrologie, la morphologie, la physico-chimie de l'eau. Si l'on admet que la végétation intègre potentiellement la géologie, le climat, l'hydro-morphie des sols et elle-même, on conçoit qu'une carte des régions écologiques ayant pour base les formations végétales constitue déjà un bon outil de départ. Une telle carte, à l'échelle du 1/1000.000, a été dressée en France en 1980 par Dupias et Rey (28). Elle constitue une carte des écorégions homologue à celle produite par Omernik aux USA (10), mais avec l'énorme avantage d'offrir quatre niveaux de

lecture hiérarchisés, ce qui permet d'aborder directement des échelles plus fines. La résolution du premier niveau de la carte de Dupias et Rey semble comparable à celle de la carte d'Omernik.

Pour arriver à des écorégions ayant une signification pour les cours d'eau, nous parlerons d'*hydro-écorégions*, nous avons réinterprété les deux premiers niveaux de cette carte en fonction des paramètres comme la nature des roches, la perméabilité des sols, etc. Au deuxième niveau, nous avons rajouté certaines limites d'ordre climatique (limite du manteau neigeux à 700 mètres dans le massif central, extension du régime pluviométrique "cévenol"), et supprimé d'autres limites liées à la nature ou à l'occupation des sols qui paraissaient moins pertinentes pour les cours d'eau. Il en ressort pour l'ensemble du bassin, au deuxième niveau de lecture, une dizaine d'hydro-écorégions homogènes quant à *la géologie, l'hydrogéologie, le relief et le climat*.

Contrairement à Omernik, nous n'avons pas inclus l'anthropisation des territoires (occupation des sols) dans la définition des hydro-écorégions. Mais il se trouve a posteriori, et c'est l'un des enseignements de cette étude, que le découpage du bassin sur la base de ses caractéristiques naturelles constitue à quelques détails près un cadre pertinent pour la régionalisation des activités humaines, ce qui permet finalement d'utiliser les hydro-écorégions comme des "régions de gestion" à l'intérieur desquelles les types de perturbations des milieux aquatiques et les problèmes de gestion s'avèrent relativement homogènes.

L'hypothèse de base est que des bassins inclus dans une même hydro-écorégion auront la même gamme de types fonctionnels de cours d'eau. Il s'agit bien d'un cadre supposé pertinent *a priori* ; il reste pour aboutir à une compréhension du fonctionnement des hydrosystèmes à expliciter l'information véhiculée par ce descripteur qualitatif qu'est une "hydro-écorégion". Nous considérons que les caractéristiques écorégionales d'un bassin versant conditionnent *directement* les grandes lignes de l'hydrologie (débits spécifiques, régime saisonnier, variabilité annuelle), la densité du réseau hydrographique, la fourniture des matériaux du substrat, les processus géomorphologiques, les caractéristiques physico-chimiques de base (conductivité, dureté, pH, carbone organique dissous) et le régime thermique (29).

B. La régionalisation des compartiments de contrôle

Parmi les trois compartiments de contrôle externes, hydrologie, morphologie et végétation rivulaire, la morphologie représente le compartiment clé pour décrire l'hétérogénéité spatiale, et permettre le changement d'échelle, du bassin versant jusqu'aux organismes aquatiques. En partant d'une approche globale, les caractéristiques géomorphologiques des vallées constituent le descripteur le plus directement régionalisable. La première étape consiste en un repérage des types de vallées (30), sur des critères simples à partir de cartes topographiques. Pour les petits cours d'eau, ces types sont ensuite régionalisés pour aboutir à une carte des *morpho-régions*. Chaque morpho-région ne comporte qu'un nombre très limité de types de vallées, agencés de manière logique et très facilement identifiables sur une simple carte. La très bonne concordance qui existe dans le bassin de la Loire entre morpho-régions et hydro-écorégions, définies à partir d'approches totalement

indépendantes, constitue un argument très fort en faveur des hydro-écorégions et permet d'envisager à terme une synthèse de ces deux macro-descripteurs.

Le descripteur "type de vallée" véhicule une information sur la pente de la vallée et des versants, le tracé en plan du cours d'eau, le degré de contrainte latérale exprimé par le rapport de la largeur du fond de vallée sur la largeur du lit. Un type de vallée conditionne aussi fortement la présence ou l'absence d'un plancher alluvial, l'agencement des éléments du substrat, les proportions des différents faciès morphodynamiques, et la nature de la végétation rivulaire spontanée. Dans une écorégion donnée, la pente de la vallée, son degré de contrainte et le plancher alluvial déterminent les conditions hydrologiques locales lors des événements extrêmes (crues et étiages). L'ensemble de ces paramètres détermine les conditions d'habitat dans le milieu aquatique.

A ce stade, chaque tronçon de cours d'eau peut donc être très rapidement affecté à un type de vallée dans une hydro-écorégion. Le couplage de ces deux descripteurs renforce très fortement la capacité prédictive globale en terme de fonctionnement des hydrosystèmes. A titre d'exemple, pour des cours d'eau de petite dimension (rang <5) le nombre de types couplant hydro-écorégions et types de vallées est de l'ordre d'une quinzaine dans le bassin de la Loire.

VII. La validation

A partir d'un échantillon croisant cette typologie spatiale avec la dimension longitudinale des systèmes (rang du tronçon dans la classification de Horton Strahler), il est possible de préciser les caractéristiques morphologiques de chaque rang dans chaque type. Une quantification sur carte topographique des variables utilisées dans la typologie des vallées a permis de valider le découpage en morpho-régions, et d'obtenir une image assez nette de la morphologie d'un tronçon représentatif. Ceci permettra de sélectionner des sites de référence représentatifs d'un rang dans un type pour effectuer la validation sur les paramètres de fonctionnement écologique.

Dans le même temps, une régionalisation des régimes hydrologiques à partir de stations non influencées a été entreprise. Ce travail insiste sur la variabilité des débits à des pas de temps pertinents pour les écosystèmes. D'ores et déjà, les hydro-écorégions de premier niveau s'individualisent en terme de variabilité hydrologique.

Evidemment, ce découpage à priori demande à être validé par des données relatives au milieu aquatique. Ce travail vient d'être engagé sur des sites de référence, en ce qui concerne les caractéristiques physico-chimiques, l'habitat aquatique, les invertébrés et les facteurs trophiques, et les peuplements de poissons.

VIII. Le choix des sites de référence

Une référence n'est pas un objectif, c'est une situation repère, correspondant aux potentialités intrinsèques du milieu (la "bonne santé" de l'écosystème), et qui permet de définir un objectif réaliste de conservation ou de restauration (31, 32, 33).

Une croyance assez tenace, répandue même dans les milieux dit "écologistes", voudrait que la notion de site de référence soit un mythe dans les pays européens en raison de l'ancienneté de l'occupation humaine. Une telle affirmation implique comme postulat de base que l'occupation humaine dans un bassin versant engendrerait inévitablement une dégradation *irréversible* des conditions écologiques dans les cours d'eau. Ce postulat est loin d'être démontré. Si la transformation millénaire des paysages à engendré des modifications bien réelles des fonctions de transfert de l'eau, des sédiments et des nutriments dans les bassins versants, la résilience exceptionnelle des écosystèmes d'eau courante, évidente dans les compartiments physiques autant que biologiques, ne permet absolument pas de conclure à une dégradation totale et irréversible des milieux aquatiques, tant que subsistent des foyers de recolonisation. Les variations des flux hydriques et sédimentaires imposées par l'homme au cours de la période historique ne sont probablement pas supérieures à celles engendrées par les variations climatiques des derniers millénaires.

De récentes études en Europe permettent d'estimer à environ 10% le linéaire de rivières non perturbées dans différents pays (34, 35). Evidemment, tous les types de cours d'eau ne présentent pas le même degré de conservation. Si les têtes de bassin en zone montagneuse s'avèrent encore relativement protégées, les secteurs de référence deviennent extrêmement rares dans les régions de grande culture, et certains grands fleuves ne présentent plus que des reliques d'écosystèmes alluviaux dignes de ce nom. Ce constat devrait amener à décréter de toute urgence des statuts de protection spéciale pour de telles zones.

Sur les fleuves, les données historiques concernant le style géomorphologique, les peuplements de poissons et les rendements de pêche, ainsi que les forêts alluviales rélictuelles, permettent souvent de se faire une idée assez précise du fonctionnement originel de ces systèmes, et donc de définir des objectifs de restauration. La situation la plus préoccupante est sans conteste celle des petits cours d'eau en zone de grande culture, soumis à la fois à des aménagements hydrauliques drastiques et à des pollutions toxiques et nutritionnelles, alors même que leur résilience physique est faible et que les sites de recolonisation s'amenuisent. Là aussi, certaines données antérieures à la révolution agricole des années 60 permettent de reconstituer un état de référence qui n'a rien de mythique. Leur restauration ne dépend que d'une volonté politique.

IX. Conclusion

Une approche couplant un découpage du territoire en hydro-écorégions et une régionalisation des types de vallées constitue une première étape vers une gestion régionalisée des hydrosystèmes prenant en compte la variabilité induite par le cadre physique naturel. Cette approche permet de définir des régions de gestion homogènes dans le cadre des SDAGE. Une description des structures de peuplement dans des sites de référence, pour chaque type ainsi défini, devrait permettre de jeter les bases d'un référentiel régionalisé de bioindicateurs, à partir duquel on pourra évaluer plus précisément l'état réel de dégradation des milieux par rapport à leur potentialités régionales. Un tel système permettra également de définir des objectifs adaptés à chaque région pour la restauration des milieux aquatiques.

X. Références

1. KARR J.-R. & DUDLEY D.-R., 1981 - Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management* , 5 : 55-68.
2. KARR J.-R., 1991 - Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological applications* , 1 : 66-84.
3. HUGHES R.-M., LARSEN D.-P. & OMERNIK J.-M., 1986 - Regional reference sites : a method for assessing stream potentials. *Environmental Management* , 10 : 629-635.
4. HUGHES R.-M., WHITTIER T.-R., ROHM C.-M. & LARSEN D.-P., 1990 - A regional framework for establishing recovery criteria. *Environmental Management*, 14 : 673-683.
5. WARRY N.-D. & HANAU M., 1993 - The use of terrestrial ecoregions as a regional-scale screen for selecting representative reference sites for water quality monitoring. *Environmental Management* , 17 : 267-276.
6. WASSON J.-G., 1986 - La typologie des eaux courantes : problématique et perspectives. In : Journées Eau et Environnement du CEMAGREF, Lyon : 63-67 .
7. WASSON J.-G., 1989 - Eléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes : 1. Revue critique de quelques approches existantes. *Bull. Ecol.* , 20 : 109-127.
8. SOUCHON Y. & TROCHERIE F., 1990 - Technical aspects of French legislation dealing with freshwater fisheries (june 1984) : fisheries orientation schemes" and "fishery resources management plans". In : Van Densen W.L.T., Steimetz B. & Hughes R.H. (eds), *Management of freshwater fisheries.* , Pudoc. Wageningen, FAO, Göteborg, Sweden : 190-214.
9. WASSON J.-G., 1993 - Une approche systémique de la gestion de l'eau : utopie ou avenir ? *L'Eau en Loire Bretagne* , 52 : 25-28.
10. OMERNIK J.-M., 1987 - Ecoregions of the conterminous United States. *Annals of the Association of American Geographers* , 77 : 118-125.
11. HUGHES R.-M. & Larsen D.-P., 1988 - Ecoregions : an approach to surface water protection. *Journal WPCF* , 60 : 486-493.
12. WHITTIER T.-R., HUGHES R.-M. & LARSEN D.-P., 1988 - Correspondance between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* , 45 : 1264-1278.
13. ROHM C., GIESE J.-W. & BENNETT C.-C., 1987 - Evaluation of an aquatic ecoregion classification of streams in Arkansas. *Journal of Freshwater Ecology* , 4 : 127-140.
14. BIGGS B.-J.-F., DUNCAN M.-J., JOWETT I.-G., QUINN J.-M., HICKEY C.-W., DAVIES-COLLEY R.-J. & CLOSE M.-E., 1990 - Ecological characterisation, classification and modelling of New Zealand rivers: an introduction and synthesis. *New-Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* , 24

15. QUINN J.-M. & HICKEY C.-W., 1990 - Characterisation and classification of benthic communities in 88 New Zealand rivers in relation to environmental factors. *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* , 24 : 387-409.
16. WASSON J.-G., DEJOUX C. & MARIN R., 1991 - Typology and zonation of stream benthos in Bolivian Andes, Region of la Paz - Bolivia - South America (abstract). *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 24 : 2085.
17. WASSON J.-G. & MARIN R., 1992 - Tipología y potencialidades biológicas de los ríos de altura en la región de La Paz (Bolivia). *Memoria Sociedad de Ciencias Naturales La Salle* , 48 : 97-122.
18. VANNOTE R.-L. & SWEENEY B.-W., 1980 - Geographic analysis of thermal equilibria : a conceptual model for evaluating the effect of natural and modified thermal regimes on aquatic insect communities. *American Naturalist* , 115 : 667-695.
19. VERNEAUX J., 1977 - Biotypologie de l'écosystème "eaux courante". Déterminisme approché de la structure biotypologique. *C.R. Acad. Sci. Paris* , 284 : 77-80.
20. STATZNER B. & HIGLER B., 1986 - Stream hydraulics as a major determinant of benthic invertebrate zonation patterns. *Freshwater Biology* , 16 : 127-139.
21. VANNOTE R.-L., MINSHALL G.-W., CUMMINS K.-W., SEDELL J.-R. & CUSHING C.-E., 1980 - The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* , 37 : 130-137.
22. WARD J.-V. & STANFORD J.-A., 1983 - The intermediate-disturbance hypothesis : an explanation for biotic diversity patterns in lotic ecosystems. In : Fontaine T.D. & Bartell S.M. (eds), *Dynamics of lotic ecosystems*. , Ann Arbor Science, Ann Arbor, Michigan : 347-356.
23. RESH V.-H., BROWN A.-V., COVICH A.-P., GURTZ M.-E., LI H.-W., MINSHALL G.-W., REICE S.-R., SHELDON A.-L., WALLACE J.-B. & WISSMAR R.-C., 1988 - The role of disturbance in stream ecology. *Journal of North American Benthological Society* , 7 : 433-455.
24. TOWNSEND C.-R., 1989 - The patch dynamic concept of stream community ecology. *Journal of North American Benthological Society*, 8 : 36-50.
25. MARIDET L., 1994 - *La végétation rivulaire, facteur de contrôle du fonctionnement écologique des cours d'eau : influence sur les communautés benthiques et hyporhéiques et sur les peuplements de poissons dans trois cours d'eau du Massif Central*. Thèse de doctorat, Université Claude Bernard. Lyon I : 275 p.
26. MARIDET L. & PIEGAY H., 1994 - Intérêt du bois mort dans le fonctionnement écologique des rivières. *Eaux de Rhône Méditerranée Corse* , Numéro spécial n°1.
27. WASSON J.-G., BETHEMONT J., DEGORCE J.-N., DUPUIS B. & JOLIVEAU T., 1993 - *Approche écosystémique du bassin de la Loire : éléments pour l'élaboration des orientations fondamentales de gestion. Phase I : Etat initial - Problématique*. . Cemagref Lyon BEA/LHQ et Univ. St Etienne CRENAM : 102 p. + Atlas, 70 pl. et Annexes.
28. DUPIAS G. & REY P., 1980 - Carte des régions écologiques de la France au 1/1000.000. CNRS - Service de la carte la végétation.

29. NAIMAN R.-J., BEECHIE T.-J., BENDA L.-E., BERG D.-R., BISSON P.-A., MacDONALD L.-H., O'CONNOR M.-D., OLSON P.-L. & STEEL E.-A., 1992 - Fundamental elements of ecologically healthy watersheds in the Pacific Northwest coastal ecoregion. *In* : Naiman R.J. (eds), *Watershed management - Balancing sustainability and environmental change*. Springer-Verlag, p : 127-188.
30. CUPP C.-E., 1989 - *Stream corridor classification for forested lands of Washington*. , Olympia, Washington, Washington Forest Protection Association. State of Washington Ambient Monitoring Program, 46 p.
31. WASSON J.-G., 1992 - La rivière et l'homme : vers une gestion par bassin intégrant la dimension écologique. *Revue de Géographie de Lyon* , 67 : 333-343.
32. WASSON J.-G., 1992 - *Les orientations fondamentales par bassin : propositions pour une gestion intégrée des écosystèmes d'eau courante* . Cemagref Lyon BEA/LHQ : 32 p.
33. BOON P.-J., CALOW P. & PETTS G.-E., 1992 - *River conservation and management*. , John Wiley & Sons.
34. MARTINET F. & DUBOST M., 1990 - Les derniers cours d'eau non perturbés des Alpes - Essai d'un premier inventaire. *In* : Conf. CIPRA sur les rivières Alpines, Kranjska Gora, : 37 p.
35. POSE U., 1990 - Beurteilung von fließgewasserstrukturen aus ökologischer sicht. Ergebnisse und erfahrungen mit einer einfachen methode. *Wasserwirtschaft* , 80 : 236-242.

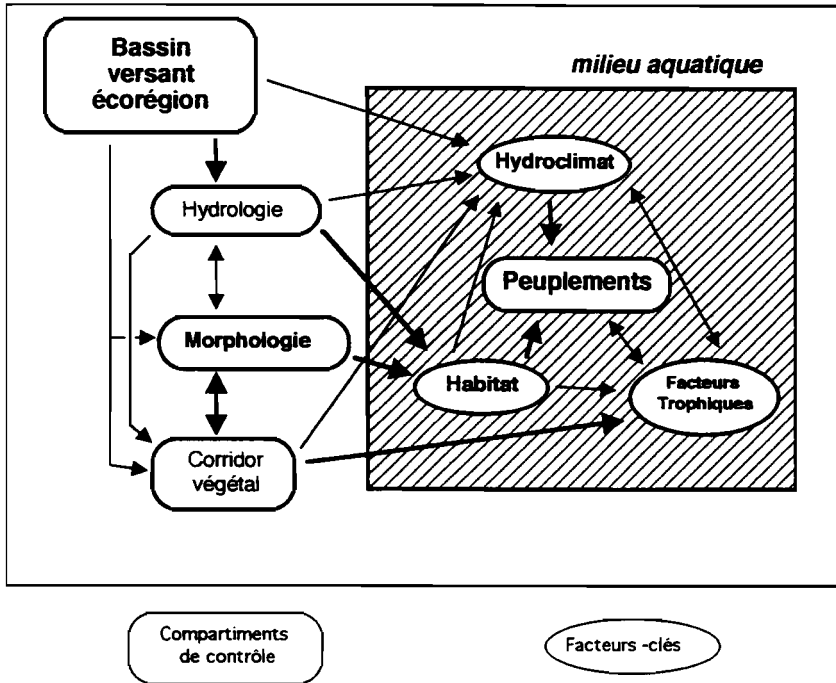


Figure 1 - Schéma de l'emboîtement hiérarchique des facteurs de contrôle du bassin versant jusqu'aux peuplements aquatiques. Les organismes répondent à des facteurs-clés du milieu aquatique; ceux-ci sont contrôlés par des compartiments externes, régionalisables; ces compartiments sont déterminés par la structure écorégionale du bassin versant.

Quelles variables biologiques pour quels objectifs de gestion ?

Which biological variables for which management purposes ?

Michel KHALANSKI * et Yves SOUCHON **

** EDF Direction des études et recherches,
Département Environnement*

*** Cemagref Lyon
Division Biologie des écosystèmes aquatiques.
Laboratoire d'hydroécologie quantitative.*

Résumé

Les bioindicateurs sont composés d'éléments situés aux différents niveaux de complexité de l'édifice biologique : au niveau cellulaire et tissulaire (biomarqueurs), au niveau des organismes (bioessais) et au niveau des peuplements (indicateurs biocénotiques). Ils appartiennent à l'ensemble plus vaste des indicateurs d'état de l'écosystème aquatique qui comportent des variables chimiques et physiques. Avec la modélisation écologique, ils représentent les deux types d'approche scientifique des écosystèmes. C'est dans ce cadre que les bioindicateurs constituent des instruments privilégiés d'aide à la gestion de la ressource en eau et qu'ils trouvent des applications dans la prévision d'impact, dans le constat d'impact a posteriori et dans la surveillance à long terme de l'état des écosystèmes et écocomplexes. L'intérêt de leur utilisation et les problèmes posés par leur mise en œuvre sont abordés à partir de deux exemples : les mousses aquatiques en tant que détecteurs de pollutions et la surveillance hydrobiologique des centrales nucléaires. Tant par leur nombre que par leur diversité, les bioindicateurs semblent parfaitement aptes à répondre aux demandes des gestionnaires de la ressource en eau. Il faut cependant noter des lacunes dans le secteur du retour d'expérience pour lequel il est indispensable de développer des méthodes fiables, de les améliorer et éventuellement de les normaliser. Il faut également veiller au transfert des connaissances entre le secteur de la recherche, celui des études et celui des applications.

Abstract

Bioindicators are composed of elements located at the various levels that represent the complexity of the biological structure : at the cell and tissue level (biomarkers), at the organism level (bioassays) and at the population level (biocenotic indicators). They belong to the larger group of the indicators of the aquatic ecosystems that include chemical and physical variables. Bioindicators and ecological modelling

constitute the two types of a scientific approach to ecosystems. In this area, bioindicators are helpful instruments in water resource management and they are applied to impact prevision, to the a posteriori impact statement and to the long term monitoring of the ecosystems' and ecocomplexes' status. The benefit of their use and the problems resulting from their implementation are presented via two examples : aquatic mosses as pollution detectors and hydrobiological monitoring of nuclear power plants. As to their number and to their diversity, bioindicators seem to completely fulfill the requirements requested by water resource managers. However, the experiment feedback from applications is necessary in order to develop reliable methods, to improve them and possibly to standardize them. The knowledge transfer between the research area, the study area and the application area is also required.

I. Introduction

Pendant longtemps, les milieux aquatiques ont été exclusivement considérés d'un point de vue utilitariste : l'amélioration de la qualité s'exprimait en terme de satisfaction d'usages, et d'une manière parfois subjective. Les indicateurs de qualité d'eau étaient fondés principalement sur des grandeurs physiques et chimiques. Répondant à la demande sociale, et s'appuyant sur les outils développés par la recherche, les gestionnaires des eaux continentales et marines ont pris de plus en plus en compte la notion, plus objective, d'état des systèmes aquatiques. Cette préoccupation se traduit dans la Loi sur l'Eau du 3 janvier 1992 qui fixe notamment la préservation des écosystèmes aquatiques comme objectif de gestion de la ressource en eau.

La gamme des paramètres caractérisant l'état des systèmes aquatiques s'est progressivement enrichie de variables biologiques : les bioindicateurs. Ils ont été définis par Blandin (1986) [1] comme des "organismes ou ensembles d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques, physiologiques, éthologiques ou écologiques - permettent, de façon pratique et sûre, de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un écocomplexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées".

Bien que la problématique soit commune à tous les milieux aquatiques, nous nous limiterons aux eaux continentales pour lesquelles ont été développées de nombreuses méthodes d'évaluation de qualité biologique.

Dans cette contribution, nous tenterons d'abord de dégager une double typologie dans l'univers des bioindicateurs, qui sera basée sur le niveau de complexité de l'édifice biologique et sur leurs applications en tant qu'instruments d'aide à la gestion de la ressource en eau.

L'intérêt de l'utilisation des bioindicateurs, et certains problèmes posés par leur mise en œuvre, seront abordés à partir de deux exemples: les mousses aquatiques en tant que détecteurs de pollutions et la surveillance hydrobiologique des centrales nucléaires.

En conclusion, nous proposerons de dresser un état des lieux en mettant en rapport les points forts et les lacunes qui ressortent de notre expérience et nous examinerons les relations entre recherche et applications dans ce vaste domaine.

II. Des bioindicateurs à différents niveaux de complexité de l'édifice biologique

La définition extensive du terme "bioindicateurs", donnée par Blandin [1], recouvre trois niveaux d'organisation du vivant : le niveau cellulaire et tissulaire, le niveau des organismes (échantillons d'une espèce) et le niveau des peuplements qui constituent les communautés.

Au niveau cellulaire et tissulaire, des **biomarqueurs** ont été identifiés. Des polluants toxiques présents dans l'eau, fixés sur les matières en suspension ou dans les sédiments, peuvent pénétrer dans les cellules des organismes exposés et modifier le fonctionnement cellulaire. Des modifications, de composition, de concentration ou d'activité de certaines substances - marqueurs biochimiques - peuvent alors être détectées par des dosages spécifiques. Les biomarqueurs sont donc des indicateurs d'exposition à des substances toxiques applicables à la fois au terrain et au laboratoire.

Les principales méthodes de détection de toxicité reposant sur des biomarqueurs ont été passées en revue par E. Vindimian et J. Garric [2] :

- induction des mono-oxygénases liées au cytochrome P 450 par des polluants organiques,
- induction de métallothionéines par des métaux,
- induction des enzymes de conjugaison de phase II,
- induction des enzymes de stress oxydatif,
- production de protéines de stress,
- inhibition de l'acétylcholinestérase,
- activité de l'ATPase Na/K dépendante,
- dysfonctionnement de la synthèse de l'hème et des porphyrines (hémoglobine),
- détection d'adduits à l'ADN (indice de génotoxicité).

Les bioessais sont pratiqués sur des organismes tests. Mis en œuvre dans un contexte expérimental selon des procédures standardisées, les bioessais mesurent la réponse physiologique ou comportementale induite par un polluant toxique sur un échantillon d'organismes sélectionnés d'après leur sensibilité au toxique et la reproductibilité de leur réponse. Les grandeurs les plus couramment mesurées sur des échantillons d'organismes tests sont le taux de mortalité, la croissance, le taux de reproduction, l'activité respiratoire, la production de lumière par des bactéries, la mobilité chez des invertébrés et des poissons, le mouvement des valves ou l'activité de filtration chez les coquillages. Plusieurs de ces tests sont normalisés ou sont en voie de normalisation par l'AFNOR.

Certaines espèces présentent une grande capacité d'accumulation des substances toxiques ou potentiellement toxiques, elles sont, de ce fait, utilisées comme indicateurs du niveau de contamination chimique et radioactive des milieux aquatiques. Ces indicateurs peuvent servir à des évaluations de risque sanitaire dans la mesure où ils sont représentatifs du transfert de polluants toxiques vers l'homme par les chaînes alimentaires. Ils sont utilisés par les Agences de l'eau

(dosages de métaux dans les mousses aquatiques), et par IFREMER (dosages de métaux et micro-polluants organiques dans les moules et les huîtres [3].

Ces deux premières catégories d'indicateurs biologiques relèvent de **l'écotoxicologie** qui peut être définie comme "une discipline étudiant qualitativement et quantitativement les effets néfastes des polluants chimiques sur les écosystèmes, avec examen des impacts sur l'homme" [4], ou plus concisément comme "la toxicologie de l'environnement" [5].

Au niveau des communautés, les **indicateurs biocénotiques** sont basés sur la structure des peuplements. Ils s'inscrivent dans un cadre conceptuel différent de celui de l'écotoxicologie dans la mesure où le système naturel est l'objet central de la connaissance pour l'hydrobiologie et l'écologie des milieux aquatiques. La structure biologique est caractérisée par la richesse en espèces et par la proportion relative ou la présence de certains taxons.

En complément aux méthodes classiques de description et d'interprétation de la composition des peuplements (diversité taxonomique, diagrammes rang-fréquence), des indicateurs biocénotiques, permettant de diagnostiquer des pollutions ou des modifications de l'habitat physique, ont été mis à la disposition des utilisateurs.

Dans les eaux continentales, la qualité est mesurée soit par l'absence de taxons représentatifs de la structure biocénotique, soit par la présence d'espèces dont on connaît le profil écologique.

Les indicateurs biocénotiques sont des outils de diagnose, généralement peu spécifiques, ils présentent cependant l'avantage de refléter l'état de l'ensemble de l'édifice biologique.

Les indices saprobiques, s'appuyant sur la connaissance du profil écologique des bactéries, des algues, des protozoaires [6]; ils caractérisent le degré de pollution organique des eaux douces. Il s'agit sans doute du système d'évaluation biologique le plus ancien, toujours très utilisé en Europe de l'Est mais qui l'est de moins en moins en France.

Les indices diatomiques : une dizaine d'indices de qualité biologique ont été définis ; deux d'entre eux ont prouvé leur capacité à répondre aux pollutions organique, saline et à l'eutrophisation [7] : l'IPS de Coste [8] qui utilise tous les taxons identifiés dans les relevés et l'indice CEE 88 [9]. En France, les indices diatomiques sont utilisés en routine par des agences de l'Eau dans le cadre du Réseau national de bassin [7] et par le Cemagref [10].

Les indices de qualité biologique fondés sur la variété taxonomique des **macroinvertébrés benthiques** et la présence de taxons indicateurs (principalement des larves d'insectes), sont les plus couramment utilisés en France actuellement : Indice Biotique de Vermeaux et Tuffery [11], Indice de Qualité Biologique Globale, puis Indice Biologique Global de Vermeaux [12] qui a été testé sur le Réseau national de bassin puis adapté et normalisé par l'AFNOR : IBGN [13].

La pertinence de l'IBG a été attestée par l'étude Inter-Agences effectuée par GREBE [14]. Cette étude a porté sur 965 relevés, selon la méthodologie IBG,

effectués en 603 stations distribuées sur le territoire des six agences de l'Eau. Elle a notamment mis en évidence une corrélation significative entre les classes de qualité définies par l'IBG et les classes de qualité physico-chimiques ; "l'étude confirme donc la validité de l'indice pour caractériser les pollutions classiques à dominante organique". D'autre part, l'étude de Bourrain sur le même lot de données [14], a débouché sur un ajustement des taxons indicateurs de la norme expérimentale.

Dans les milieux où le prélèvement direct des organismes est difficile, voire impossible (cours d'eaux profonds aux rives abruptes ou canalisés), le recours à des substrats artificiels immergés pendant quelques semaines permet l'étude de la faune qui a colonisé ces supports et éventuellement la détermination d'un indice de qualité biologique potentielle (IQBP) [15].

Des indices ayant une signification trophique dans les lacs ont été définis sur les Oligochètes [16] [17] et sur les Mollusques [18]. La grande diversité taxonomique des Oligochètes des sédiments fins permet d'envisager l'usage d'indices caractérisant d'autres types de pollutions comme la contamination des sédiments par les métaux lourds [19].

Pour ce qui concerne les poissons, la biomasse et la structure du peuplement (composition spécifique, fréquence relative des espèces) sont évaluées à partir d'inventaires souvent pratiqués par pêches électriques. En plus de la richesse spécifique, il est aussi admis que le rang d'abondance des principales espèces et/ou la présence ou l'absence d'espèces repères caractéristiques d'une station sont des informations pertinentes à prendre en compte. Les espèces repères identifiées par Vemeaux dans la biotypologie des eaux courantes [20] constituent une référence pour le peuplement de poissons de nos cours d'eau.

L'indice d'intégrité biotique, développé aux Etats-Unis puis appliqué à des cours d'eau français [21] est établi à partir de notes appliquées aux trois niveaux structurels de l'édifice biologique : individus, populations et peuplement. La grille de calcul de l'indice d'intégrité biotique comporte 11 variables notées 1, 3 ou 5, la note globale varie entre 11 (plus mauvaise qualité biologique) et 55. Cet indice est prometteur, mais des études complémentaires sont nécessaires avant qu'il ne soit opérationnel. Une des difficultés rencontrées dans la mise en œuvre de cette méthode réside dans la détermination, au niveau régional, des valeurs de référence qui donneront la note maximale correspondant à l'optimum.

Les plantes aquatiques constituent également un ensemble biologique sensible à la qualité de l'eau, aux caractéristiques hydrodynamiques et sédimentologiques. Plusieurs indices reposant sur la composition du peuplement de macrophytes ont été définis, ils sont corrélés au niveau trophique ou à des pollutions chimiques, mais les incohérences constatées par leur mise en œuvre sur le terrain [22] justifient des recherches complémentaires qui sont actuellement poursuivies dans le cadre d'un GIS spécialisé.

Les expérimentations sur **mésocosmes**, écosystèmes simplifiés, représentent un intermédiaire entre les bioessais et les indicateurs écologiques. Ils permettent d'effectuer des expérimentations in situ bien adaptées à la quantification des processus de toxicité et de transfert biologique des polluants [5].

Les bioindicateurs n'ont pas la même pertinence écologique, ni le même temps de réponse, ni la même spécificité, ni le même caractère prédictif. Selon Adams (1990) [23], les bioindicateurs peuvent être classés selon leur pertinence toxicologique ou écologique et selon leur temps de réponse ; une représentation schématique de la distribution des trois catégories d'indicateurs, inspirée de cette typologie, est proposée sur la *figure 1* (voir page 95)

Sur le plan toxicologique, les biomarqueurs sont généralement excellents : leur détermination est rapide et ils sont spécifiques d'un type de polluants. Le fait que les modifications soient mesurées à un niveau sub-létal fait de ces indicateurs des systèmes d'alerte précoce. Ils sont également susceptibles d'une automatisation par le biais des biocapteurs. En revanche, ils sont insuffisants en tant que moyen prévisionnel d'impact.

Les bioessais, de par leur extrême diversité, occupent une position centrale sur les axes représentativité - temps de réponse. Bien qu'ils relèvent principalement du laboratoire, ils débouchent aussi sur le développement de biocapteurs installés sur le terrain.

Les indicateurs biocénotiques reposant sur la structure de l'édifice biologique ont une forte signification écologique, mais sont généralement peu spécifiques d'un type d'impact. Ils sont cependant d'excellents instruments d'évaluation des conséquences des modifications physiques de l'habitat (morphologique, hydrodynamique, sédimentologique).

Place des bioindicateurs parmi les indicateurs d'état de l'écosystème

Les indicateurs écologiques ne se limitent pas aux bioindicateurs.

Le "niveau trophique" de l'écosystème aquatique, sa capacité à produire de la vie, à assimiler des substrats minéraux, à dégrader des substrats organiques, à les recycler, peuvent être caractérisés à la fois par des indicateurs biocénotiques et par des indicateurs de qualité d'eau. Il existe d'autre part des méthodes permettant d'évaluer le niveau trophique des lacs et, dans une certaine mesure, d'en prévoir l'évolution ; "le modèle de Vollenweider" [24] en est l'exemple le plus achevé. Ces méthodes constituent dans certains cas une alternative aux modèles numériques de simulation des processus chimiques et biologiques, souvent plus difficiles à mettre en œuvre.

Certaines mesures et analyses chimiques pratiquées sur les eaux fournissent une évaluation précise du niveau trophique du système aquatique et constituent de ce fait le socle sur lequel peut s'appuyer une diagnose écologique.

Le bilan d'oxygène sur la colonne d'eau est bien représenté par l'amplitude journalière de la concentration en oxygène dissous et du taux de saturation en oxygène pendant la période du maximum annuel de production primaire. Cette amplitude, ainsi que les valeurs minimales et maximales, permettent de diagnostiquer un excès de production végétale (improprement appelée eutrophisation) et/ou une pollution organique. La mesure du pH constitue également un bon indicateur de la photosynthèse et de la respiration végétale.

La concentration en chlorophylle a dans l'eau est l'indicateur le plus simple à mesurer pour détecter un excès d'algues planctoniques.

Les formes minérales du phosphore dans les eaux douces et de l'azote dans les eaux marines, indiquent une potentialité de production primaire ; la présence de composés réduits signale d'autre part un dysfonctionnement dans le processus de minéralisation.

Les matières oxydables, mesurées par la DBO, la DCO et l'oxydabilité, sont évidemment des indicateurs du niveau de pollution organique.

A partir de ces variables chimiques, et de dosages de polluants spécifiques, des classes de qualité sont établies, celle proposée par Nisbet et Vermeaux en 1970 [25], reste encore une référence couramment citée.

D'autres composantes écologiques d'ordre physique, géologique, hydrologique et climatologique interviennent dans la qualité écologique. Dans l'écosystème des eaux courantes, les conditions d'écoulement plus ou moins modifiés par des aménagements sur les bassins versants, la morphologie des vallées, les échanges entre les eaux de surface et les eaux souterraines doivent être considérés dans toute analyse globale.

III. Des bioindicateurs pour quelles applications ?

L'objectif de préservation des écosystèmes aquatiques tel qu'il figure dans la loi sur l'eau de janvier 1992, s'accompagne notamment d'un objectif de "valorisation de l'eau comme ressource économique et la répartition de cette ressource".

La référence aux écosystèmes pose une question de fond, que les auteurs de ce mémoire auraient aimée ne pas devoir aborder mais qui leur semble impossible d'éviter : comment caractériser l'état d'un écosystème ? Quelles méthodes scientifiques peut-on appliquer à un objet d'étude qui s'y prête *a priori* le moins bien de par sa complexité, résultant de la variété des éléments constitutifs et de leurs interactions dynamiques.

D'autre part, la référence à l'usage de la ressource en eau, ou plutôt la référence aux usages avec la notion de partage entre différents agents économiques, implique la prise en compte d'une dimension au moins aussi complexe que celle des systèmes naturels : celle des relations socio-économiques.

Sans prétendre épuiser un sujet aussi vaste et ambitieux, il nous semble important de restituer les bioindicateurs dans le champ de la connaissance scientifique et dans celui des applications, cette tentative est exposée sur la *figure 2* (voir page 96)

Dans ce schéma, les écosystèmes, en tant qu'objets d'études sont considérés sous deux aspects :

- comme ensembles d'éléments (composantes écologiques) ayant une structure et une dynamique propre, les rapports entre composantes étant au mieux représentées par des relations univoques ou même négligées,

- comme systèmes intégrés dans lesquels dominent des relations d'interaction; l'intégration concerne des composantes écologiques et socio-économiques

Les bioindicateurs d'état que nous avons passés en revue se situent dans le cadre d'une approche écologique élémentaire qui découle d'un découpage du système en grandes composantes, elles-mêmes associées à des types d'impact. C'est une approche reposant sur la mesure de grandeurs quantitatives et qualitatives. Une part importante des développements scientifiques et techniques est consacrée à l'échantillonnage et à la métrologie des grandeurs mesurées. Les indicateurs ont la signification de descripteurs qui caractérisent l'état du système à un instant donné.

L'approche synthétique de l'écosystème repose sur des modèles théoriques, calés et vérifiés à partir des mesures, mais qui reposent fondamentalement sur la connaissance des interactions entre composantes. Les modèles permettent de décrire quantitativement l'évolution d'une composante en fonction de la modification d'une ou plusieurs autres. Ils sont de type structurel (structure théorique d'un peuplement dans biotypologie des eaux courantes de Verneaux), ou fonctionnels (calcul de bilans d'énergie et de matière : régime thermique, oxygène dissous, nutriments, production d'algues planctoniques). Lorsqu'ils intègrent des composantes socio-économiques, les modèles numériques s'appliquent à des écosystèmes complexes.

Face à l'offre de l'écologie scientifique que nous avons tentée de présenter dans ce schéma, quelle est la demande, c'est-à-dire quels sont les besoins en instruments d'aide à la gestion de la ressource en eau ?

La demande peut être structurée en trois parties.

Il faut d'abord **prévoir les conséquences d'une action**. Les études prévisionnelles d'impact font appel, autant qu'il est possible, aux modèles. Eux seuls donnent, en effet, une réponse quantifiée sur l'évolution de composantes du système ; ils permettent également de tester l'impact d'alternatives au projet, de dimensionner des installations en vue de minimiser les impacts. Gérer la ressource en eau dans l'optique d'un partage entre différents usagers, en intégrant des critères de qualité écologique, impose nécessairement une modélisation intégrant des variables écologiques et socio-économiques.

Certains bioindicateurs, des bioessais notamment, permettent aussi d'évaluer les conséquences écotoxicologiques de rejets chimiques, par exemple.

Il faut ensuite pouvoir **identifier a posteriori les conséquences d'une action**. Le constat s'appuie sur la mesure des indicateurs d'état du système spécifiques du type d'impact considéré. Dans ce type d'application, le rôle des bioindicateurs est central. Des mesures en nature ou des tests en laboratoire sur effluents, par exemple, permettent de vérifier la pertinence des prévisions faites au moment de l'étude d'impact.

Connaître l'état du système et son évolution sur le long terme, constitue un objectif en soi, pour lequel le recours à une large panoplie d'indicateurs d'état se justifie *a priori*. La connaissance de l'état du système sur le long terme fournit d'autre

part la base indispensable aux études prévisionnelles et aux constats d'impact. Les bioindicateurs peuvent jouer un rôle majeur dans cette double perspective.

Cette réflexion ne doit pas occulter le caractère prioritaire du recueil de données, particulièrement de données biologiques, dans le cadre de réseaux de mesure adaptés à des objectifs clairement définis. On peut en effet interpréter des données sans disposer d'un modèle complexe, il est en revanche impossible d'appliquer un modèle sans données de calage et de validation.

A. Prévision des conséquences d'une action

Sous cette rubrique, se trouvent regroupés deux aspects : d'une part l'évaluation des risques de dégradation de qualité liés à des projets d'aménagement ou à des rejets toxiques ou potentiellement toxiques (mico-pollution), d'autre part l'aide à la décision en matière de gestion de la ressource en eau.

C'est dans le domaine de l'impact des rejets chimiques que les biomarqueurs et bioessais trouvent l'essentiel de leurs applications. L'approche écotoxicologique des effluents industriels, mettant en œuvre une batterie de tests complémentaires a été exposée par Vasseur et Ferrard [26]. Par ailleurs, des indices écotoxicologiques qui prennent en compte plusieurs bioessais [27] ou qui combinent les réponses toxiques sur les poissons dans un modèle de concentration-addition ont été proposés [28].

La structure biologique, en tant qu'élément central d'un modèle théorique global, peut aussi être utilisée comme instrument prévisionnel. A l'occasion des études d'impact hydrobiologique des futures centrales nucléaires implantées sur le Rhône, l'analyse biocénotique a été complétée par une démarche originale de diagnose écologique et d'évaluation des effets de l'échauffement [29]. Elle repose sur la biotypologie des eaux courantes résultant des travaux de J. Vermeaux [30]. Une dégradation de la structure biologique, par rapport à une référence correspondant aux composantes thermiques, morphodynamiques et trophiques, a été constatée sur le Rhône. S'appuyant sur ce constat et les éléments prévisionnels concernant l'influence de l'échauffement de l'eau, le CTGREF, aujourd'hui Cemagref, chargé de l'étude d'impact, a recommandé de limiter l'amplitude et la durée de l'échauffement du Rhône pendant la période du maximum thermique annuel. Un modèle numérique de simulation du régime thermique du Rhône développé par EDF DER a permis, à partir de cet objectif, de définir un programme d'équipement du Rhône comportant des tranches nucléaires équipées d'aéroréfrigérants qui atténuent considérablement les rejets thermiques.

Cette approche, enrichie par l'expérience tirée du programme de surveillance hydrobiologique des sites électronucléaires, a par ailleurs servi de base aux limites réglementaires de température figurant dans les arrêtés autorisant la prise et le rejet d'eau.

Dans le domaine des aménagements hydroélectriques, la méthode des micro-habitats, dérivée de travaux américains (Bovee, 1982 [31]), revêt un grand intérêt dans la mesure où elle présente trois caractéristiques qui en font un instrument d'évaluation prévisionnelle des conséquences de variations de débit dans un cours d'eau :

- la population de poissons à laquelle s'applique la méthode est considérée comme représentative de la faune pisciaire vivant dans un type d'habitat (*truite fario* dans les petits cours d'eaux à écoulements rapides),
- des grandeurs quantitatives décrivant l'habitat de l'espèce (profondeur, vitesse de l'eau, nature des fonds), sont définies pour paramétrer l'habitat disponible pour l'espèce à ses différents stades de développement (surface pondérée utile),
- ces grandeurs sont liées à des composantes physiques et peuvent être calculées en fonction du débit par un modèle hydraulique adapté.

Cette méthode ne prétend pas simuler la dynamique des populations de poissons de l'espèce considérée, ni *a fortiori* décrire la composition du peuplement, elle ne donne qu'une réponse partielle, mais qui s'applique bien à la question posée.

Au niveau français, des applications et travaux originaux ont été réalisés par plusieurs équipes [32], [33]. Les développements de la méthode sont actuellement suivis par une "cellule débits réservés" à laquelle participent notamment des experts du ministère de l'Environnement, du Cemagref, du CSP, des DRIRE, des DIREN et d'EDF.

Depuis une quinzaine d'années, des modèles numériques intégrant des composantes écologiques ont été développés en France. On trouvera des références dans la revue faite par Gosse [34] à laquelle il convient d'ajouter les travaux récents du PIREN Seine [35]. Les modèles les plus évolués sont actuellement capables de coupler le régime thermique, le bilan d'oxygène dissous, le bilan de nutriments (phosphore, azote, silice), la production du plancton végétal et du plancton animal qui le contrôle. Ils permettent, entre autres applications, d'évaluer les conséquences, sur la production végétale, de la réduction des apports de phosphore dans les eaux douces ou de l'azote dans les eaux marines.

B. Constat d'impact

Il s'agit de déterminer *a posteriori* les conséquences d'une action sur l'état du système aquatique. Les causes étant connues, l'évaluation des conséquences est théoriquement aisée à faire. Le *tableau 1* (voir page 107) présente schématiquement les variables biologiques et bioindicateurs associées aux grands types d'impact sur les systèmes aquatiques.

Le constat d'impact a pour objectif de mettre en évidence des modifications dans l'espace (amont-aval d'un rejet par exemple), sur un intervalle de temps plus ou moins long, et d'établir que ces modifications résultent bien de l'action considérée. De ce point de vue, il faut être capable de filtrer les fluctuations produites par les

variations hydrologiques et climatiques à l'échelle saisonnières et pluri-annuelle ainsi que les modifications induites par d'autres actions anthropiques sur le système.

Dans cette problématique, les bioindicateurs, au même titre que les grandeurs physiques et chimiques de qualité d'eau, n'apportent pas de réponse globale, mais de par leur diversité, ils offrent la possibilité d'évaluer l'ampleur et la gravité des perturbations. Trois stades de dégradations peuvent être distingués :

- au stade initial, des indicateurs de stress détectent les premières réponses de type biochimique ou comportementale,
- au stade des effets intermédiaires, les indicateurs d'exposition répondent au niveau biochimique ; une analyse fine de la structure bionocétique est nécessaire pour mettre en évidence un impact,
- au stade terminal, plusieurs bioindicateurs réagissent, les indices suffisent généralement à quantifier l'impact.

Il faut noter que dans le cas de fortes perturbations locales de qualité d'eau, les grandeurs physico-chimiques suffisent à déduire l'état du système, alors que les fortes modifications du régime hydraulique sont plus facilement identifiables par les indicateurs biocénétiques.

Un ouvrage récent [36], fait le point sur les méthodes d'évaluation de la qualité de l'eau reposant sur des variables biologiques et physiologiques, principalement dans l'optique des études d'impact.

C. Surveillance à long terme de l'état de l'écosystème aquatique

Contrairement à l'objectif du constat d'impact qui concerne des perturbations souvent apparentes, associées à des causes bien identifiées, la surveillance écologique à long terme se fixe des buts plus ambitieux.

C'est un instrument destiné à suivre l'évolution temporelle du système par rapport à un état de référence qui peut être proche de l'état originel ou plus ou moins éloigné selon les objectifs de gestion qui ont été définis. Dans cette perspective, les indicateurs d'état sont des "indicateurs de conformité" (compliance indicators de Cairns et al [37]) qui permettent de comparer une situation par rapport à la situation attendue dans le cas où les objectifs de gestion seraient totalement atteints. L'objectif de gestion implique évidemment une plus ou moins grande anthropisation du système.

De ce point de vue, les indicateurs seront effectivement considérés en tant qu'indicateurs de l'état de santé du système alors que dans les deux approches précédentes, ils étaient plutôt des indicateurs d'états pathologiques.

Au lieu de répondre à un impact ou un type d'impact particulier, ils doivent être sensibles à l'interaction de nombreuses sources de perturbations : qualité d'eau (avec une composante "micropollutions"), qualité des sédiments, géomorphologie, bassins versants, apports terrigènes et atmosphériques... L'échelle de temps s'inscrit d'autre part dans le long terme, les évolutions qu'il s'agit de détecter se situent dans un contexte hydro-climatologique fluctuant.

Selon ces critères, les composantes biologiques répondent généralement mieux que les composantes physico-chimiques. Les notions de biodiversité, d'habitats remarquables, d'espèces protégées doivent d'autre part être intégrées dans cette approche, en relation avec la gestion des espaces naturels.

Les variables biologiques, et en particulier celles relevant des méthodes biocénétiques d'évaluation de l'état écologique, doivent occuper une place importante dans un programme de surveillance de ce type. Si le recours à des méthodes simplifiées à des indices de qualité, peut être jugé approprié pour des milieux très anthropisés, il est probable que, pour suivre des milieux aquatiques peu artificialisés, l'on doive recourir à des méthodes biocénétiques plus fines reposant sur l'identification au niveau spécifique.

IV. Un bioindicateur du niveau de contamination : les Bryophytes aquatiques

Le dosage des micropolluants minéraux et organiques dans l'eau se heurte à une double difficulté : d'une part l'échantillonnage, nécessairement réduit en raison des coûts d'analyses, ne permet pas de détecter les apports discontinus de micropolluants, d'autre part, le bas niveau de concentration de ces substances dans l'eau pose des problèmes analytiques.

Une amélioration importante dans l'appréciation du niveau de pollution des cours d'eau a été obtenue en ayant recours aux sédiments fins qui présentent généralement une forte capacité de fixation des polluants. Des analyses ont ainsi été pratiquées depuis 1981 dans le cadre du réseau National de Bassin sur des échantillons de sédiments. L'exploitation des résultats s'est avérée décevante [38]. La grande variabilité de composition des sédiments et l'instabilité des dépôts sédimentaires dans les eaux courantes constituent les deux causes principales de fluctuation des concentrations relevées sur le terrain.

Un autre support analytique, les Bryophytes (mousses) aquatiques, était utilisé depuis les années 70 pour détecter des radioéléments puis des pollutions métalliques dans les cours d'eau. En France, les Bryophytes figuraient dès 1980 parmi les végétaux aquatiques prélevés dans le cadre des programmes d'état de référence puis de surveillance radioécologique des sites nucléaires réalisés par l'IPSN dépendant du CEA. Une analyse des données collectées sur le bassin RMC en 1984-1985, effectuée dans une étude Inter-Agences [38] et les travaux de Mouvet et al [39] [40] [41], ont mis en évidence l'intérêt de ces végétaux fixés, pérennes, résistants aux pollutions minérales et organiques et présentant un grand pouvoir d'accumulation.

Les mousses intègrent localement le niveau de contamination de l'eau sur le long terme mais elles sont aussi de bons indicateurs des augmentations transitoires de la contamination métallique des eaux, elles permettent ainsi de détecter des pointes de pollutions, *figure 3 page 97*.

En 1986, des concentrations de référence en métaux dans les Bryophytes étaient établies et une grille de qualité à cinq niveaux était proposée [39], permettant à l'indicateur bryophytique de figurer parmi les analyses réalisées par certaines Agences de l'Eau pour le Réseau National de Bassin.

Dès 1985, les conditions pratiques de collecte et traitement des échantillons et de transplantation en cages immergées étaient fixées [38]. Ce protocole de base a donné lieu à des développements méthodologiques ultérieurs auxquels contribuent des équipes de l'Université de Metz, d'EDF-DER et du CEA-IPSN.

Les principaux facteurs influant sur les échanges eau-bryophytes, donc sur la capacité d'accumulation des polluants métalliques par ces plantes sont actuellement identifiés et ont permis d'améliorer le protocole de collecte et de traitement des échantillons.

Vitesse du courant. La vitesse de l'eau accélère généralement la cinétique d'accumulation et de relargage des éléments métalliques. Ce paramètre est particulièrement important à surveiller dans le cas du confinement d'échantillons transplantés dans des cages immergées ou des enceintes alimentées par un courant d'eau.

Matières en suspension. Les bryophytes peuvent collecter une quantité importante de matières organiques et minérales en suspension, dont la capacité de fixation des polluants est élevée. Un lavage soigné des mousses est indispensable après le prélèvement in situ de manière à éliminer les particules. Pour réduire cette cause de variabilité, une étude réalisée par EDF-DER préconise d'éliminer les échantillons dont le résidu après minéralisation acide excède 15 % du poids sec [42]. Selon le protocole résultant de la dernière étude Inter-Agence [41], le résidu après calcination doit rester inférieur à 10 % du poids sec de l'échantillon ; un deuxième descripteur de l'efficacité du lavage est proposé dans cette étude : la mesure de la coloration de l'eau après lavage.

Minéralisation de l'eau. Les ions alcalino-terreux (Ca, Mg) sont les principaux compétiteurs des métaux vis à vis des sites de fixation sur les Bryophytes, le pH influe également sur la contamination métallique des Bryophytes dans les milieux acides.

La température de l'eau. Tous les processus physiologiques sont affectés par la température de l'eau. Bien que leur optimum de développement se situe entre 15°C et 25°C, les mousses de nos cours d'eau peuvent supporter des températures allant jusqu'à 29°C pendant de courtes périodes (une dizaine de jours). D'autre part, un écart de 5°C dans la limite de 7 à 25°C ne semble pas induire de modifications majeures dans l'accumulation de certains métaux.

La lumière. Comme tous les végétaux chlorophylliens, les mousses aquatiques demandent un éclairage minimum. Elle peuvent toutefois supporter des éclairages très réduits pendant plusieurs jours en conservant leur capacité d'accumulation.

Un exercice d'intercomparaison analytique a été réalisé dans la dernière étude Inter-Agence [41] entre 14 laboratoires concernant le dosage de 10 métaux lourds sur des échantillons de mousses et sur des minéralisats. Il a mis en évidence un coefficient de variation inter-laboratoires moyen de 18 % pour les minéralisats et de 33 % pour les échantillons de mousses lavées et broyées. Dans le cas du cadmium, de l'arsenic et du mercure, les écarts entre laboratoires sont les plus forts : facteur 3 à 10 sur certains résultats. Une adaptation de la grille de qualité est

suggérée en fonction de ces éléments ; les écarts entre chaque niveau de qualité doivent en effet dépasser l'incertitude sur la mesure.

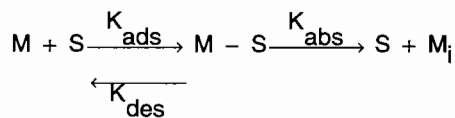
Afin de s'affranchir de la variabilité des facteurs hydrodynamiques, les échantillons de mousses prélevés sur des zones non contaminées peuvent être placés dans des enceintes alimentées en eau prélevée sur la station à surveiller. Un tel dispositif a été mis au point en laboratoire, testé in situ et récemment breveté par EDF-DER. Cet appareillage répond à un triple objectif :

- réduire la variabilité de la réponse des mousses,
- évaluer quantitativement le niveau de contamination de l'eau en conditions permanentes,
- évaluer quantitativement le niveau de contamination de l'eau en conditions non permanentes, c'est-à-dire mesurer les pointes de pollution.

L'évaluation de la concentration dans l'eau à partir de la concentration dans les mousses peut se faire très grossièrement en appliquant un "facteur de concentration" déterminé expérimentalement. Dans certains cas favorables, lorsque la collecte des échantillons de mousses est effectuée au meilleur moment suivant l'apport de polluants, le facteur de concentration suffit à évaluer la teneur dans l'eau. Cette approche a, par exemple, permis d'interpréter des dosages de radioéléments effectués à l'aval de centrales nucléaires [43]. Le plus souvent, cette méthode s'avère inopérante en raison de la décontamination partielle des échantillons à la suite d'une pollution transitoire. Pour apporter une réponse dans ce contexte, un modèle a été développé par EDF-DER en s'appuyant sur des expérimentations réalisées à l'IPSN avec des radioéléments et à l'Université de Metz avec des métaux lourds [44].

Ce modèle repose sur la simulation dynamique de trois processus :

- la fixation d'une fraction des polluants (M) sur des sites spécifiques de la paroi cellulaire (S), par un phénomène d'adsorption ayant une constante cinétique du premier ordre K_{ads} ,
- la désorption, processus inverse, auquel correspond une constante K_{des} ,
- le passage du polluant dans le milieu intra-cellulaire (M_i) avec une constante d'absorption K_{abs} .



La résultante est une courbe d'accumulation et de relargage présentée sur la *figure 4* (voir page 98). Cette courbe met clairement en évidence la dissymétrie des phases d'accumulation et de relargage : il subsiste une contamination résiduelle en fin de phase de relargage, ce qui implique en pratique que des pics successifs de pollution élèvent progressivement la concentration dans les mousses.

Un programme résout les équations ci-dessous et calcule la concentration moyenne en polluant dans l'eau (M) sur un intervalle de temps donné. Les coefficients cinétiques ont été ajustés expérimentalement.

$$\left. \begin{array}{l} (1) \\ (2) \end{array} \right\} \begin{array}{l} \frac{d(M-S)}{dt} = K_{ads}(M) - (K_{des} + K_{abs})(M-S) \\ \frac{d(M_i)}{dt} = K_{abs}(M-S) \end{array}$$

La *figure 5* (voir page 99) présente une comparaison entre les concentrations en cobalt 60 soluble dosées dans l'eau et celles calculées par application du modèle aux mesures de concentration dans des mousses. Le modèle représente correctement les pics de concentration en radioélément.

Ces expérimentations, et *a fortiori* le modèle, apportent aussi un élément d'information précieux : la durée de la phase de fixation (pour atteindre une concentration stable dans la mousse) et la durée de la phase de relargage (pour atteindre la valeur résiduelle). Dans le cas du cuivre, la durée des deux phases est de l'ordre de la semaine. Dans l'optique d'un suivi de ce métal par l'indicateur bryophytique, la durée optimale du séjour des échantillons dans le milieu à surveiller ne devrait pas dépasser une dizaine de jours.

Une chronologie schématique des travaux réalisés depuis plus de vingt ans sur les Bryophytes aquatiques est présentée sur la *figure 6* (voir page 100) où nous avons distingué trois niveaux : recherches, études méthodologiques, applications à des programmes de surveillance de la qualité des cours d'eau.

La pertinence de ce matériel biologique en tant que bioindicateur de pollutions métalliques et radioactives est attestée par le bilan des résultats acquis dans cinq domaines :

- protocole standardisé précisant les conditions de prélèvements, de transfert et de traitement des échantillons,
- possibilité d'utiliser un dispositif de mesure sur des mousses transférées,
- connaissance de l'incertitude sur la mesure,
- grille de qualité pour certains métaux lourds permettant un décodage semi-quantitatif des concentrations mesurées sur les échantillons de mousses,
- modèle numérique de décodage quantitatif pour certains métaux lourds et radioéléments permettant d'évaluer les teneurs dans l'eau en condition non permanentes.

Sur chacun de ces points, des progrès seront réalisés dans le futur dans la mesure où les études et le recueil de données se poursuivront. Il appartiendra aux experts de la commission ad hoc de l'AFNOR de normaliser la méthode lorsqu'ils estimeront que les connaissances disponibles le permettent.

V. Le programme de surveillance hydrobiologique des centrales nucléaires

Les arrêtés d'autorisation de prise et rejet d'eau des centrales nucléaires comportent un programme de surveillance de l'environnement aquatique susceptible d'être affecté par les rejets liquides non radioactifs provenant de ces installations.

Ces programmes, spécifiques à chaque site, sont définis pour une durée de quelques années et sont réajustés périodiquement en accord avec les parties intéressées. En complément aux contrôles de la qualité de l'eau de refroidissement prélevée et rejetée, des données hydrobiologiques sont recueillies par des laboratoires spécialisés avec une périodicité dépendant de la méthode employée.

Chaque centre nucléaire, qui comporte 2 à 5 unités (tranches), prélève de l'eau à la rivière et la restitue après échauffement pour assurer le refroidissement du circuit principal et des circuits auxiliaires. Les débits pompés vont de quelques m³ par seconde pour les sites équipés d'aéroréfrigérants à quelques dizaines de m³ par seconde pour les tranches refroidies en circuit ouvert. L'eau de purge des circuits équipés d'aéroréfrigérants est moins échauffée que l'eau des circuits ouverts mais elle est concentrée en sels dissous du fait de l'évaporation. Par ailleurs, des rejets chimiques sont pratiqués, soit en discontinu, soit en permanence. L'objectif du programme de surveillance des sites nucléaires est de contrôler le respect des obligations fixées dans l'arrêté d'autorisation de rejet et de vérifier que l'impact hydrobiologique reste dans les limites prévues dans l'étude d'impact.

A. La collecte des données

Le *tableau 2* (voir page 108) présente les grandes lignes des programmes tels qu'ils sont suivis en 1993 sur l'ensemble des centrales nucléaires en fonctionnement implantées sur les cours d'eau.

Dans le domaine de la qualité de l'eau, chaque site est équipé d'automates fournissant en continu une valeur des quatre grandeurs fondamentales : température, oxygène dissous, pH et conductivité, intégrée sur un pas de temps horaire. A l'occasion des campagnes de mesures hydrobiologiques, des analyses de qualité d'eau sont effectuées sur la minéralisation, les nutriments, les matières oxydables et certains polluants.

La partie hydrobiologique du suivi est réalisée par des laboratoires et organismes ayant une expérience particulière en écologie des eaux courantes au niveau régional :

- universités de Clermont-Ferrand, de Metz, de Toulouse, ENSAT,
- laboratoires du Cemagref, de DIREN,
- organismes spécialisés: EPCI en Alsace, ARALEPBP en Rhône-Alpes.

Sur l'ensemble des sites, sept groupes de bioindicateurs sont actuellement suivis, avec une fréquence de une à douze fois par an. Les plus utilisés sont au nombre de quatre :

- le plancton végétal, sur lequel sont recueillies des données de biomasse et de composition taxonomique,

- le périphyton, ensemble des micro-algues fixées sur des supports naturels ou artificiels, avec des relevés floristiques et le calcul d'indices diatomiques,
- des échantillons de macroinvertébrés benthiques sont prélevés sur tous les sites soit par échantillonnage sur les fonds, soit sur des substrats artificiels. La méthodologie des indices de qualité biologiques est utilisée autant que les conditions de milieu le permettent de manière à déterminer des indices,
- des inventaires de poissons sont effectués selon différentes techniques, la pêche électrique en conditions standardisées étant la plus fréquemment utilisée ; des mensurations et des pesées fournissent des données quantitatives.

Les trois autres groupes ne sont suivis que sur certains sites :

- les macrophytes sont suivis en fonction de l'abondance locale des peuplements végétaux,
- le zooplancton, suivi actuellement sur un site seulement, à Cattenom en Moselle dans le cadre d'une étude particulière,
- les bryophytes sont utilisés à Cattenom en tant qu'indicateurs de pollution métallique dans une rivière affectée par ce type de pollution.

B. L'interprétation des données et leur diffusion

Un rapport annuel est produit pour chaque Centre Nucléaire par l'équipe qui réalise la surveillance hydrobiologique. L'interprétation des données a pour but d'une part de situer l'année dans la chronique des mesures effectuées sur le même site ; nous disposons en effet d'un recul de dix à quinze années sur de nombreux sites, et de mettre en évidence l'impact du rejet de l'eau de refroidissement.

Le rapport de surveillance hydrobiologique est annexé *in extenso* au rapport annuel d'environnement de chaque Centre Nucléaire, il est diffusé auprès des Services de l'Etat concernés et il a caractère public.

Des études de synthèse sur chaque site ou sur un ensemble de sites d'un même cours d'eau sont réalisées périodiquement par EDF et par les équipes chargées de la surveillance [45] [46] [47] [48] [49] [50].

Dans le cadre de ce programme de surveillance, les bioindicateurs de la qualité écologique des cours d'eau remplissent donc une double rôle : ils sont à la fois un instrument de contrôle de l'impact d'une installation industrielle et une sentinelle des modifications globales qui ne sont pas imputables à celle-ci.

Le traitement et l'interprétation des données sont donc axés sur l'évolution temporelle des grandeurs physico-chimiques et biologiques entre stations amont et aval.

Nous choisirons des données acquises sur deux sites pour illustrer ce propos :

- le centre nucléaire du Bugey, comportant trois tranches en circuit ouvert et deux tranches en circuit fermé, dont le rejet induit un échauffement significatif (quelques degrés) sur une partie du Rhône en rive droite jusqu'à la confluence avec l'Ain, à une dizaine de kilomètres en aval,
- le centre nucléaire de Dampierre-en-Burly, comportant quatre tranches en circuit fermé, dont le rejet est mélangé sur la largeur de la Loire, qui produit un échauffement difficilement mesurable, estimé à quelques dixièmes de degrés par le modèle thermique développé par EDF/DER [50].

C. La biomasse planctonique végétale et les macroinvertébrés benthiques sur le site du Bugey.

Lors de l'étude d'état de référence du site du Bugey, et au cours des premières années de la surveillance hydrobiologique, la chlorophylle *a* planctonique est toujours restée inférieure à 10 µg/l. Sur le Rhône en amont de Lyon, la rapidité de l'écoulement et le facteur thermique limitent le développement du phytoplancton malgré un stock de nutriments favorable à la croissance végétale.

Les mesures effectuées depuis 1979 sur des stations positionnées en amont et en aval du rejet [45] [46] (voir *figure 7, page 101*) montrent que l'impact du centre nucléaire du Bugey n'est pas perceptible sur la biomasse phytoplanctonique.

A partir de 1985 et jusqu'en 1990, l'amplitude des variations saisonnières s'accroît : le maximum relevé se situe entre 15 µg/l et 50 µg/l. Pendant cette période, l'effet de l'échauffement de l'eau n'explique pas ce changement qui se manifeste aussi bien en amont du site qu'en aval.

Au cours des trois dernières années, les concentrations en chlorophylle *a* ont retrouvé leur amplitude annuelle initiale.

Un suivi à long terme de la concentration en chlorophylle planctonique sur un réseau de quatre stations échantillonnées cinq fois par an a permis de détecter un changement important d'une des grandeurs servant à mesurer le niveau trophique de l'écosystème.

Ce changement est concomitant de la mise en service de la retenue de Sault Brenaz en amont du site. Est-ce à dire que la cause du changement a été identifiée ? Non, car le retour aux conditions antérieures de 1990 à 1993 montre que l'on ne peut pas faire l'économie d'une analyse détaillée des causes potentielles : modifications d'ordre chimique, hydrodynamique, hydrologique...

Un indicateur d'état du système, état trophique en l'occurrence, ne permet généralement pas à lui seul d'identifier la ou les causes d'une modification observées.

Le peuplement de macroinvertébrés est échantillonné sur quatre stations à l'amont et à l'aval du centre nucléaire du Bugey depuis 1980, trois à quatre fois par an. Deux méthodes ont été utilisées : le prélèvement d'organismes sur les habitats

les plus représentatifs de la station (méthodologie IQBG) et la collecte de la faune installée sur des substrats artificiels (méthodologie IQBP).

Les trois stations de l'aval sont différemment soumises à l'influence des rejets du centre nucléaire : celle située dans le rejet lui-même est soumise à un échauffement permanent d'environ 10°C et des conditions de courant particulières, celle située en rive droite subit un échauffement moyen de 5°C tandis que l'échauffement moyen reste d'environ 0,5°C sur celle de la rive gauche.

La synthèse réalisée récemment par Roger et Ginot [46] à partir des données collectées pendant 13 ans met en évidence la grande variabilité des indices IQBG et IQBP et de la variété taxonomique (*voir tableau 3, page 109*). Les indices IQBG varient entre 5/20 et 17/20 sur l'ensemble de la période. Ils présentent d'autre part des fluctuations d'allure périodique qui apparaissent aussi sur la chronique du nombre de taxons inventoriés (*voir figure 8, page 102*).

Dans ce contexte fluctuant, l'impact du centre nucléaire ne se manifeste sur les indices que dans le rejet lui-même où l'on observe une chute systématique à la fois des indices et de la variété taxonomique. Les indices ne sont en revanche pas significativement différents entre les stations amont et les deux stations aval en rive droite et en rive gauche. Il faut considérer le nombre d'unités systématiques relevées selon les deux méthodes (exemple en *figure 7, page 101*) pour distinguer la station aval échauffée de 5°C des stations amont et de celle échauffée de 0,5°C ; la variété taxonomique est, en l'occurrence, la variable discriminante.

C'est une analyse faunistique globale, c'est-à-dire portant sur l'ensemble des 138 taxons identifiés sur le secteur, conjointement à des études relatives à des groupes particuliers [47], qui a permis de caractériser les modifications de la structure biocénotique en rive droite du Rhône. Cette analyse montre que la plupart des taxons communs sont en fait affectés à la station échauffée de 5°C soit qu'ils soient favorisés (plus abondants) ou défavorisés (moins abondants) ou que leur cycle biologique soit perturbé.

Il faut signaler que les relevés faunistiques permettent de détecter l'apparition de nouvelles espèces sur un secteur de cours d'eau, c'est le cas du mollusque *Corbicula*, signalé depuis 1989 en Garonne à l'occasion de la surveillance hydrobiologique du Centre nucléaire de Golfech et dans le Rhône au Bugey depuis 1990.

D. Les macroinvertébrés benthiques sur le site de Dampierre-en-Burly

Trois secteurs, un en amont et deux en aval du centre nucléaire de Dampierre-en-Burly, sont échantillonnés quatre fois par an depuis 1979 par une équipe de l'Université de Clermont-Ferrand selon la méthodologie des IQBG. La synthèse des données collectées de 1979 à 1993 a été faite sous la direction de N. Lair [49] ; elle fournit un exemple de discontinuité comparable à celle observée sur le site du Bugey sur la chronique des concentrations en chlorophylle planctonique.

Cette discontinuité apparaît sur la série chronologique des indices IQBG déterminés dans les trois secteurs, présentée sur la *figure 9 (voir page 103)*.

L'amplitude des variations saisonnières de l'indice, qui atteint 11 points entre 7/20 et 18/20 de 1979 à 1986, reste ensuite limitée à 6 points, entre 8/20 et 14/20.

Sur l'ensemble de la période, la variété taxonomique n'a pas baissé, les moyenne annuelles montrent même une tendance à l'augmentation (voir *figure 10, page 104*). La chute des valeurs maximales annuelles de l'indice est mise en rapport par les auteurs de la synthèse des données, avec la chute de diversité du groupe des insectes Ephéméroptères et une augmentation de la diversité des Trichoptères qui est intervenue à partir de 1987 (voir *figure 11, page 105*).

Le changement concerne également le peuplement d'algues du phyto-plancton : à partir de 1987, les chlorophycées deviennent plus abondantes tandis que les diatomées du genre *Cyclotella* régressent.

Ces éléments conduisent à diagnostiquer une baisse de qualité biologique à partir de 1987 sans que les causes soient pour autant identifiées.

Contrairement au site du Bugey, le faible débit rejeté, sur ce site équipé de tours de refroidissements, qui se traduit par des échauffements très modérés, explique la difficulté de mettre en évidence un impact sur les peuplements d'invertébrés benthiques. L'interprétation de certains écarts entre amont et aval du site tient compte des conditions hydrauliques locales, notamment de la création un seuil en Loire au niveau du site.

E. En guise de conclusion sur les bioindicateurs dans les programmes de surveillance

Le recours aux indicateurs biocénotiques dans le cadre des programmes de surveillance des centres nucléaires s'avère particulièrement intéressant.

Ils permettent de vérifier les prévisions faites dans les études d'impact et d'apporter des éléments nouveaux qui ne peuvent être recueillis qu'à partir de données de terrain.

En complément des mesures et analyses de qualité d'eau de base qui sont réalisées dans le cadre de ces programmes, les bioindicateurs donnent une information originale sur l'état global du système aquatique. Nous avons montré sur des exemples qu'ils pouvaient détecter des changements de qualité dont l'origine est problématique (fluctuations climatiques, pollutions, aménagements, effets conjugués de plusieurs facteurs). Ils mesurent donc bien une qualité biologique différente et complémentaire de la qualité des eaux.

Dans ces exemples, la dimension temporelle intervient à deux titres.

Très généralement, la fréquence des mesures doit être adaptée à la variabilité temporelle de la grandeur mesurée, en l'occurrence la fréquence des prélèvements est calquée sur les variations saisonnières. A l'échelle de l'année, le système planctonique comme les invertébrés benthiques, comportant nombre de formes larvaires temporairement présents dans les prélèvements, ne peuvent être abordés qu'en tenant compte des variations saisonnières.

Les changements significatifs de qualité biologique seront d'autant précocement et mieux détectés que l'on disposera sur un même secteur d'une longue série chronologique de données collectées selon un protocole standardisé.

Nous nous sommes limités aux cours d'eau, mais il va de soi que les sites nucléaires en bord de mer et en estuaire font également l'objet d'une surveillance biologique. Cette surveillance, réalisée sous l'égide d'IFREMER, comporte des suivis sur le long terme des compartiments planctonique, benthique et nectonique.

VI. Quel avenir pour les bioindicateurs ?

Il est clair que la gestion de la ressource en eau, qui sera fondée sur des schémas d'aménagement en application de la Loi sur l'Eau de janvier 1992, aura largement recours dans les prochaines années aux bioindicateurs de tous types à la fois pour surveiller l'état de l'écosystème, prévoir les conséquences des actions projetées et constater l'impact de ces actions. Si l'on peut raisonnablement supposer que la demande sera forte dans l'avenir au niveau national, comment se présente l'offre ?

A. Une abondance qui cache des lacunes

Le survol que nous avons tenté de faire dans ce mémoire laissera sans doute l'impression d'une situation pléthorique : tant par leur nombre que par leur diversité, les bioindicateurs semblent en effet parfaitement aptes à répondre aux demandes des gestionnaires de la ressource en eau.

Dans le *tableau 4* (voir page 110), nous présentons schématiquement un état des lieux qui se réfère aux connaissances, à l'expérience et aux moyens.

L'état des connaissances en matière de biomarqueurs et de bioessais est en évolution rapide. La mise au point de nouvelles méthodes, de nouvelles techniques, l'apparition des biocapteurs, sont constamment stimulés par la demande fondée sur la qualité chimique des eaux.

Dans le domaine des indicateurs biocénotiques, l'innovation existe mais elle semble plus limitée, plus lente à se manifester au niveau des applications. La raison réside dans deux facteurs limitants :

- la nécessité d'une formation biologique axée sur la taxonomie, parent pauvre des sciences de la vie qui offre peu de débouchés professionnels,
- l'échelle de temps, la longue durée, nécessaire à l'analyse des phénomènes.

A partir d'un acquis important, il reste à améliorer les méthodes biocénotiques appliquées aux peuplements de poissons et de macrophytes.

Une troisième direction de recherche pourrait porter sur la caractérisation des peuplements des annexes de l'hydrosystème : rives, plans d'eaux et zones humides, qui abritent une flore et une faune, notamment une avifaune, présentant un grand intérêt. Des descripteurs synthétiques et des indices de qualité spécifiques à

ces milieux seraient d'une grande utilité dans la perspective de la gestion des espaces naturels.

C'est dans le domaine du **retour d'expérience** que les lacunes sont les plus flagrantes. Pour la plupart des bioindicateurs, nous ne disposons pas des longues séries chronologiques indispensables pour tester leur pertinence.

La normalisation par l'AFNOR de l'IBG marque l'aboutissement d'une démarche exemplaire. La détermination des indices fondés sur les macroinvertébrés benthiques dans le cadre du réseau national de bassin a, en effet, fourni la base de données à partir de laquelle la fiabilité de l'indice a été démontrée. Il est donc nécessaire de tester les bioindicateurs sur des réseaux de mesures en nature qui sont des bancs d'essais irremplaçables.

Si l'on se situe au niveau des **moyens mis en œuvre**, la constitution, sous l'égide du ministère de l'Environnement, de bases de données informatisées centralisées, aisément consultables, constitue un progrès décisif ; l'accès à l'information de base en sera grandement facilitée. Les utilisateurs potentiels auront toutefois besoin, pour les guider dans un domaine complexe, de bases de connaissances et de systèmes experts qui restent à développer.

Il faut enfin rappeler l'importance primordiale des moyens de base qui concernent les ressources humaines : la formation en biologie et les carrières offertes aux biologistes, et l'introduction de bioindicateurs dans les réseaux de mesures.

B. Veiller au transfert des connaissances de la recherche aux applications

Dans ce domaine, comme dans d'autres, il apparaît utile de conserver la séparation des trois fonctions de recherche, d'études et d'applications, ne serait-ce en raison de la grande spécificité des compétences impliquées à ces trois niveaux, mais aussi en raison d'approches conceptuelles différentes. Un cloisonnement des connaissances serait en revanche déplorable ; il faut donc veiller à la circulation de l'information entre ces trois pôles. Nous aurons à nouveau recours à un schéma pour illustrer ce propos (voir *figure 12, page 106*).

La production de la recherche est par définition innovante, elle doit toutefois s'appuyer sur l'expérience acquise, pour éviter des redondances, tenir compte des échecs comme des réussites, utiliser à ses propres fins les données collectées sur le terrain.

Le domaine des études, celui de la recherche finalisée occupe une place centrale, en assurant le développement des méthodes qui passe généralement par un investissement technologique, en améliorant des méthodes existantes et en exploitant les données collectées dans le cadre des réseaux de mesures. C'est sur ce niveau que se fonde le retour d'expérience.

Au niveau des applications, l'opérateur est soumis à des contraintes spécifiques : répondre à des objectifs généralement très ciblés en minimisant les

coûts d'investissement et d'exploitation. La qualité de la mesure, sa validation en vue d'archivage dans des bases de données constitue le point fort de ce type d'activité.

C. Complémentarité, multidisciplinarité et intégration écologique

Le rapide survol que nous avons fait dans ce mémoire montre que le domaine d'utilisation des variables biologiques et écologiques, au sens large, est assez bien défini à la fois en relation avec les objectifs de gestion et avec les types d'impacts. De ce point de vue, on admettra aisément la complémentarité des différentes méthodes d'évaluation de la qualité biologique des milieux aquatiques qui fournissent chacune des **réponses partielles sur l'état du système**.

L'approche actuelle d'évaluation de la qualité des eaux présuppose que ces réponses partielles peuvent constituer, par leur simple juxtaposition, la réponse globale concernant l'état de santé des eaux continentales et marines. Si l'on suivait cette voie, l'état des systèmes aquatiques serait déterminé par une **compilation d'indices de qualité** basés sur des biomarqueurs, des bioessais, des indicateurs biocénétiques et écologiques auxquels s'appliquent des grilles d'interprétation particulières.

Dans cette perspective, l'état de santé des milieux aquatiques pourrait être fixé par la grandeur la plus pénalisante, celle qui a la plus mauvaise note ; comme c'est le cas actuellement en matière de qualité physico-chimique de l'eau. Il suffirait pour cela de construire des grilles d'interprétation ayant le même nombre de lignes représentant la gamme de qualité et d'affecter une couleur à chaque ligne en vue de la production de cartes.

Plusieurs objections vont à l'encontre d'un tel schéma, qui a le mérite de la simplicité, nous en évoquerons trois.

Il faut d'abord ne pas sous-estimer l'**hétérogénéité des réponses** apportées par les grandes catégories d'indicateurs : les grandeurs mesurées relèvent de disciplines aussi variées que la biologie moléculaire, la biochimie, la technologie des capteurs, la physiologie, la toxicologie, la biologie, l'écologie..., qui diffèrent non seulement sur leurs méthodes mais aussi par le cadre conceptuel dans lequel elles se situent. Que l'on songe seulement aux causes de l'incertitude sur la mesure dans un contexte expérimental et dans celui du terrain où la précision analytique devient secondaire par rapport à la représentativité spatio-temporelle de l'échantillonnage. Et pourtant, pour garantir sa qualité, la mesure doit être faite par un spécialiste et c'est un spécialiste qui doit l'interpréter ou qui doit au moins participer à son interprétation.

Il est difficile de définir une **référence pour tous indicateurs dans un même cadre spatial**. Indépendamment de toute action anthropique, la composition chimique de l'eau comme la composition taxonomique des peuplements doit refléter la variabilité des facteurs climatiques et géologiques. L'interprétation doit tenir compte de la variété écologique spatiale qui détermine des écorégions distinctes. Les grilles d'interprétation devraient donc se référer à des écorégions ; c'est déjà le cas pour des métaux dont le niveau naturel de concentration dans les eaux varie assez fortement d'une région à l'autre.

On peut difficilement appliquer une même **échelle d'évaluation de la qualité** à tous les indicateurs d'état ; cela reviendrait à adopter la même échelle de gravité pour toutes les maladies: une fatigue passagère résultant des conditions météorologiques défavorables n'est pas comparable à une maladie infectieuse ni à une maladie chronique plus ou moins "handicapante" ou à une amputation. La réflexion de Wasson sur l'intégration de la dimension écologique dans la gestion des bassins [51], qui propose de hiérarchiser les contraintes écologiques selon des critères d'artificialisation et de réversibilité, va dans ce sens.

Passer d'une évaluation partielle relative aux grandes composantes du système à une évaluation globale de l'état de l'écosystème, nécessite un cadre conceptuel qui reste encore mal défini. Des instruments théoriques existent cependant, parmi lesquels la biotypologie des eaux courantes de Vermeaux qui rend compte d'une forte structuration thermique longitudinale des peuplements d'invertébrés.

D'autres travaux plus récents établissent un lien entre les processus fonctionnels et la structure biologique. La théorie du continuum fluvial (River Continuum Concept) [52], établit un parallèle entre l'équilibre dynamique de l'énergie allochtone et autochtone des cours d'eau et la zonation faunistique. Le Riparian Control complète cette analyse en ajoutant la ripisylve (arbres poussant sur les rives) en tant qu'élément de contrôle. Enfin, le Patch Dynamic Concept essaye de synthétiser les notions de niveau de perturbation et de structure et fonctionnement des cours d'eau [53] [54].

On peut en retenir deux idées fortes :

- de nouvelles dimensions spatiales sont intégrées, en particulier un lien latéral entre cours d'eau et ripisylve et un lien vertical entre cours d'eau et nappes s'ajoute au gradient amont-aval,
- une intégration du temps par le biais de l'hydrologie rythmant l'hydrodynamisme et présidant à la morphogénèse des cours d'eau lors d'épisodes structurants

Ces dimensions méritent d'être prises en compte dans les réflexions sur la détermination de l'état de santé des hydrosystèmes.

VII. Références

[1] BLANDIN P., 1986 - Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. Bull. Ecol. 17 (4), pp. 215-307.

[2] VINDIMIAN E. et GARRIC J. - Bio-essais et Bio-indicateurs de toxicité dans le milieu naturel. 1993. Etude Inter Agences N° 17. Agences de l'Eau, ministère de l'Environnement. 55 p.

[3] IFREMER, 1993 - Qualité du milieu marin littoral. Rapport préparé sous la responsabilité de Joanny M, IFREMER, 241 p.

[4] Dix ans d'écotoxicologie, REED 38-39, octobre 1992, une synthèse des travaux français réalisés sous l'égide du ministère de l'Environnement.

[5] RAMADE F., 1992 - Précis d'écotoxicologie. Collection d'écologie N° 22, Masson. ISBN: 2-225-82578, 300 p.

[6] SLADECEK M.-W., 1973 - System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol. 7, pp. 1-218.

[7] PRYGIEL J. et COSTE M., 1992 - Utilisation des diatomées et des indices diatomiques pour la mesure de la qualité biologique des cours d'eau du bassin Artois-Picardie. Communication au colloque Limnologie appliquée et applications de la limnologie. Besançon, 16-19 novembre 1992.

[8] Cemagref 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitatives de la qualité des eaux. Rapport Groupement de Lyon- Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 218 p.

[9] DESCY J.-P. et COSTE M., 1989 - Application d'un indice diatomique d'évaluation de la qualité des eaux courantes à des points du réseau national de bassin sur le Rhône et ses affluents. Rapport Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. 86 p.

[10] BARBE J., LAVERGNE E., ROFES G., LASCOMBE, RIVAS , BORNARD, DE BENEDITTIS. 1990 - Diagnose rapide des plans d'eau. Informations techniques du Cemagref, septembre 1990, n° 79, 8 p.

[11] VERNEAUX J. et TUFFERY G., 1967 - Une méthode zoologique pratique de détermination de la qualité biologique des eaux courantes. Indices biotiques. Ann. Sci. Univ. Besançon, Zool. pp. 79-90.

[12] VERNEAUX J., 1984 - Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Anns Scient. de l'Univ. Besançon, 4 (3), pp. 11-21.

[13] AFNOR, 1992 - Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN). norme française NF T 90-350. ISSN 0335-3931, 9 p.

[14] GREBE et BOURAIN X., 1992 - L'indice biologique global (AFNOR T90 350). 1- Bilan d'application au réseau national de bassin. 2- Ordonnement des taxons indicateurs. Etude Inter Agences Hors série.

[15] VERNEAUX, J., FAESSEL B. et MALESIEUX, 1976 - Note préliminaire à la proposition de nouvelles méthodes de détermination de la qualité des eaux courantes. CTGREF. Travaux Div. Qual. Eaux. Pêche Pisc. Note de 14 p.

[16] LAFONT M., 1992 - Méthodes d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. Cemagref. Commission spécialisée Ressources en eau, 17 avril 1992. 55 p.

[17] LAFONT M., 1991 - Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des Oligochètes. Revue des Sciences de l'Eau, 4 , pp. 253-268.

[18] MOUTHON J., 1992 - Un indice lacustre basé sur l'examen des peuplements de mollusques. Communication au colloque Limnologie appliquée et applications de la limnologie. Besançon, 16-19 novembre 1992.

[19] RISSO A., LAFONT M. et EXINGER A., 1992 - Peuplements d'Oligochètes de quelques cours d'eau du haut-Rhin : essai de description de l'incidence des métaux lourds du sédiment. Communication au colloque Limnologie appliquée et applications de la limnologie. Besançon, 16-19 novembre 1992.

[20] VERNEAUX J., 1977 - Biotypologie de l'écosystème "eau courante", Détermination approchée de l'appartenance typologique d'un peuplement ichthyologique. CR Acad. Sc. Paris T 284 série D. pp. 675-678.

[21] OBERDORFF T. and HUGHES R.-M., 1992 - Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblage to characterize rivers of the Seine basin, France. Hydrobiologia 228, pp. 117-130.

[22] HAURY J., 1992 - Intérêts et limites des "indices macrophytiques" pour estimer la qualité des cours d'eau. exemples armoricains, picards et lorrains. Communication au colloque Limnologie appliquée et applications de la limnologie. Besançon, 16-19 novembre 1992.

[23] ADAMS S.-M., 1990 - Status and use of Biological indicators for Evaluating the effects of Stress on Fish. American Fisheries Society Symposium 8, pp. 1-8.

[24] Eutrophisation des eaux. méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte. 1982. Organisation de Coopération et de Développement Economique. ISBN 92 64 22298 7, 164 p.

[25] NISBET N. et VERNEAUX J., 1970 - Composantes chimiques des eaux courantes et propositions de classes en tant que bases d'interprétation des analyses chimiques. Annls. Limnol. 6 (2), pp. 161-190.

Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. 1992 - Edited by D. Chapman. Chapman & Hall. ISBN 0 412 44840 8, 585 p.

[26] VASSEUR P. et FERRARD J.-F., 1991 - Evaluation de la toxicité des effluents industriels. Carrefour Scientifique et technique H2O 91, Grenoble 25-28 mars 1991. pp. 73-75.

[27] COSTAN G., BERMINGHAM N., BLAISE C. and FERRARD J.-F., 1993 - Potential Ecotoxic Effect probe (PEEP): a novel index to assess and compare the toxic potential of industrial effluents.

[28] PIHAN J.-C. et LANDRAGIN G., 1985 - Modèle de prévision de la toxicité aiguë des eaux de rivières pour le poisson. Vehr. Internat. Verein. Limnol. 22, pp. 2457-2462.

[29] VERREL J.-L., 1983 - Impact hydrobiologique des centrales thermoélectriques en cours d'implantation sur le Rhône. Cahiers du laboratoire d'hydrobiologie de Montereau. N° 14, pp. 45-54.

[30] VERNEAUX J., 1977 - Biotypologie de l'écosystème "eau courante", Détermination approchée de la structure biotypologique. CR Acad. Sc. Paris T 284 série D. pp. 77-79.

- [31] BOVEE K.-D. 1982 - A guide to stream habitat analysis using the Instream flow Incremental Methodology. Western Energy and land Use Team, U.S. Fish and Wildlife Service. Fort Collins, Colorado.
- [32] SOUCHON Y., TROCHERIE F., FRAGNOUD E. et LASCOMBE C., 1989 - Les modèles numériques des micro-habitats des poissons: application et nouveaux développements. revue des sciences de l'eau, 2, pp. 817-840.
- [33] SABATON C., MIQUEL J., 1993 - La méthode des micro-habitats: un outil d'aide au choix d'un débit réservé à l'aval des ouvrages hydroélectriques. Expérience d'EDF. Hydroécologie appliquée. 5, 1, pp. 127-163.
- [34] GOSSE P., 1994 - Note sur la modélisation déterministe d'un écosystème fluvial. Collection des notes internes de la Direction des Etudes et Recherches. EDF. 94NV00017, 85 p.
- [35] BILLEN G., GARNIER J., POULIN M. et SERVAIS P., 1993 - Un exemple d'application des modèles de fonctionnement de l'écosystème élaborés par le PIREN Seine. Evaluation de l'impact sur la qualité de l'eau du traitement de l'azote et du phosphore dans les effluents urbains. PIREN-Seine, rapport de synthèse 1989-1992. Vol. 1. CNRS Paris, pp. 1-30.
- [36] CHAPMAN D. (editor), 1992 - Water quality assessment. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring. Chapman & Hall. ISBN 0 412 44840 8, 585 p.
- [37] CAIRNS J.-Jr., Mc CORMICK P.-V. and NIEDERLEHNER B.-R., 1993 - A proposed framework for developing indicators of ecosystem health. Hydrobiologia 263, pp. 1-44.
- [38] ANDRE B. et LASCOMBE C., 1985 - Comparaison de deux traceurs de la pollution métalliques des cours d'eau: les Bryophytes, les sédiments. rapport Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, septembre 1985.
- [39] MOUVET C., CORDEBAR P. et GALLISSOT B., 1986 - Evaluation de rejets de micropolluants minéraux (métaux lourds) et organiques (organochlorés) par dosages dans les mousses aquatiques. XIXèmes journées de l'hydraulique SHF. Question III, rapport n° 5, 8 p.
- [40] MOUVET C., MORHAIN E., SUTTER C. and COUTURIEUX N., 1993 - Aquatic mosses for the detection and follow-up of accidental discharges in surface waters. Water, Air and soil Pollution 66, pp. 333-348.
- [41] BRGM (chargé d'étude) 1994 - Métaux lourds et mousses aquatiques. Standardisation des aspects analytiques. 2ème phase : calibration multilaboratoires. Etude Inter-Agences N° 34. 88 p.
- [42] CARDINAL H. et VAZELLE D., 1991 - Protocole standard d'analyse des métaux dans les mousses aquatiques. rapport EDF/DER. HE-31/91-33, 13 p.
- [43] BAUDIN J.-P., LAMBRECHT A. et PALLY M., 1991 - Utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateurs de contamination radioactive. Hydroécol. Appl. Tome 3, Vol 2, pp. 209-240.

- [44] CIFFROY P., BEAUGELIN K., SICLET F., BAUDIN J.-P. et VAZELLE D., 1994 - The quantification of metallic or radioactive pollutants flows in freshwater by the use of a mathematical model describing the evolution of contamination levels of Bryophytes. International seminar on freshwater and estuarine radioecology. 21-25 Mars 1994.
- [45] ROGER M.-C., BARBIER B., BONNARD R. et Trocherie F., 1985 - Bilan de cinq années de surveillance hydrobiologique de la centrale du Bugey. Rapport Cemagref Lyon, 36 p.
- [46] ROGER M.-C., GINOT V., 1993 - Surveillance hydrobiologique du site du Bugey. Bilan de 10 années d'étude de l'impact thermique des rejets. Rapport Cemagref Lyon, 41 p.
- [47] ROGER M.-C., FAESSEL B. et LAFONT M., 1991 - Impact thermique des effluents du centre de production nucléaire du Bugey sur les invertébrés benthiques du Rhône. Hydroécol. Appliquée. Tome 3, vol. 1. pp. 63-110.
- [48] LAIR N. et SARGOS D., 1993 - A 10 year study at four sites of the middle course of the river Loire I. Patterns of change in hydrological, physical and chemical variables in relation to algal blooms. Hydroécologie appliquée. Tome 5 Vol 1, pp. 1-28.
- [49] LAIR N., 1994 - Synthèse des écologiques de la Loire de 1977 à 1992. Site de Dampierre en Burly. Rapport établi pour EDF CNPE de Dampierre en Burly. 78 p.
- [50] KHALANSKI M. - Impact hydrobiologique du centre de production nucléaire de Dampierre-en-Burly. Rapport EDF/DER. HE/32-87.17. 86 p.
- [51] WASSON J.-G., 1991 - Quels objectifs pour une gestion par bassin intégrant la dimension écologique ? Quatrièmes Entretiens du Centre Jacques Cartier. Lyon 4-5 décembre 1991, 12 p.
- [52] VANNOTE R.-L., MINSHALL G.-W., CUMMINS K.-W., SEDELL J.-W. and CUSHING C.-F., 1980 - The River Continuum Concept. Canadian journal of fisheries and aquatic science. 37, pp. 130-137.
- [53] TOWNSEND C.-R., 1989 - The patch dynamic concept of stream community ecology. Journal of Borth american benthological Society. 8, pp. 36-50.
- [54] WHITE P.-S. and Pickett S.-T.-A., 1985 - Natural disturbance and patch dynamics: an introduction. In Pickett S.T.A. and White P.S. (ed) The ecology of disturbance and patch dynamics. Academic Press, New-York. pp. 3-13.

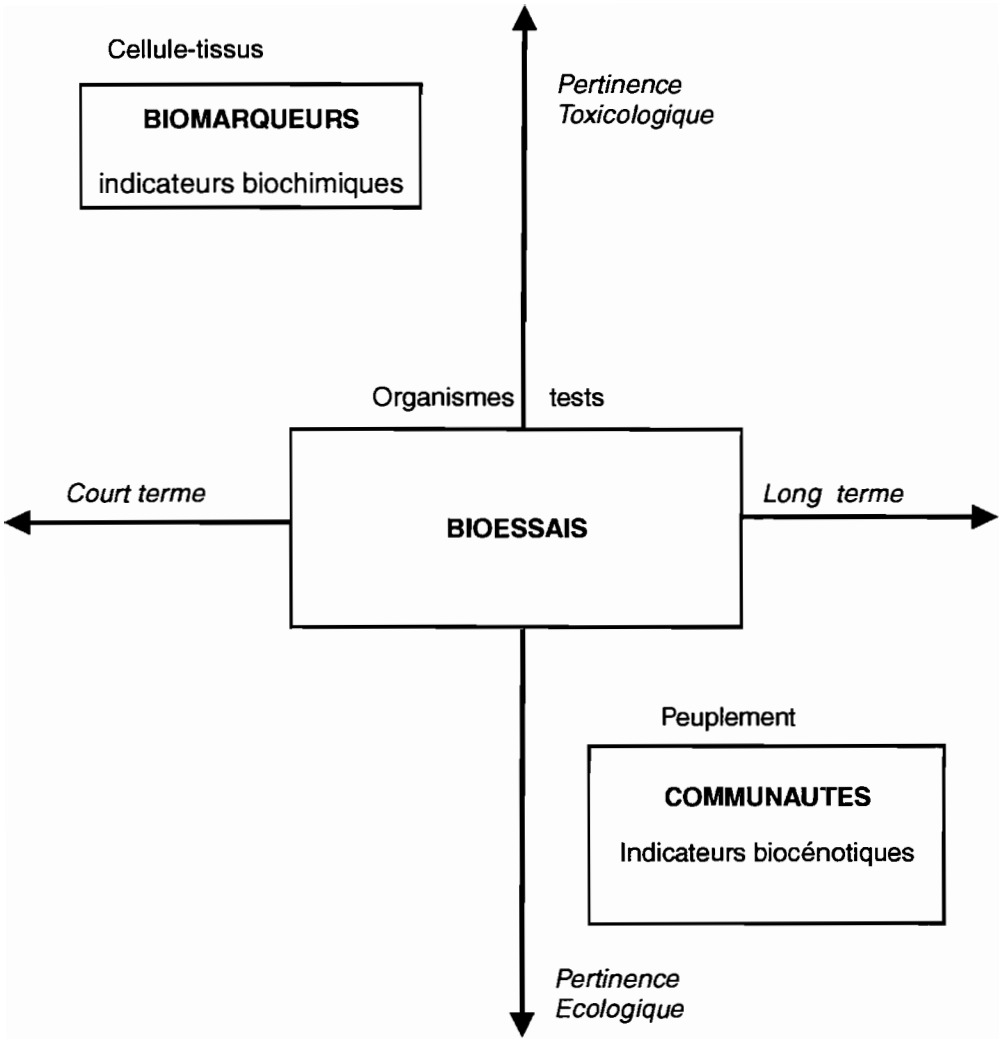


Figure 1 - Position des trois grands types de bioindicateurs dans le plan représentativité-temps de réponse

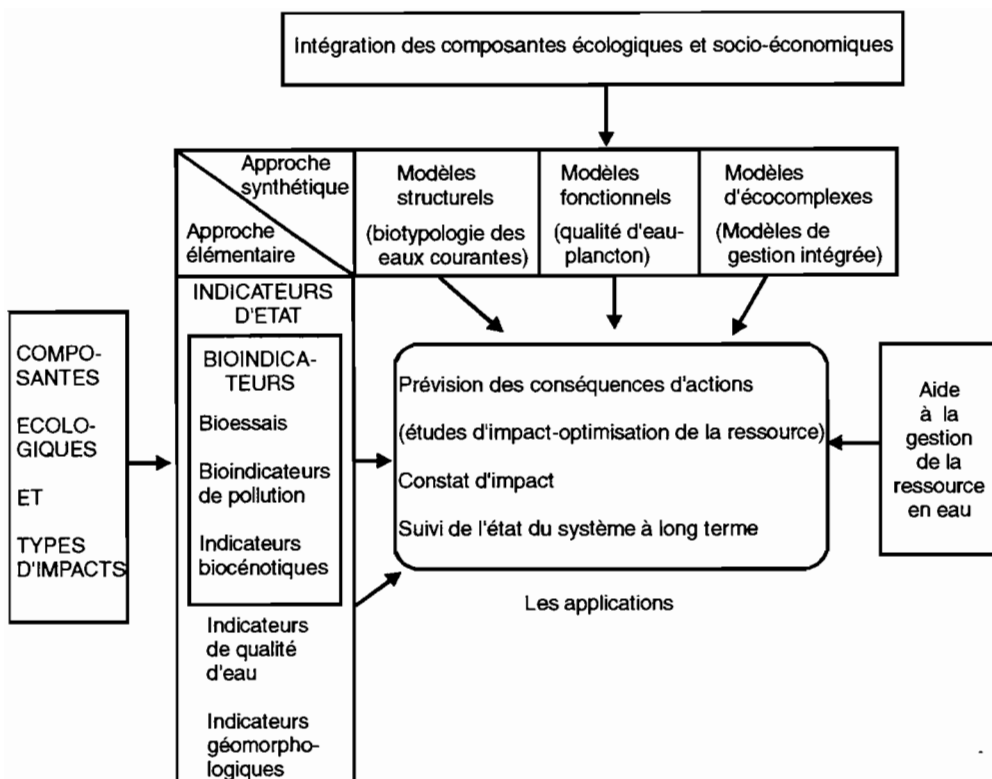


Figure 2 - Approches scientifiques des écosystèmes aquatiques et applications à l'aide à la gestion de la ressource en eau

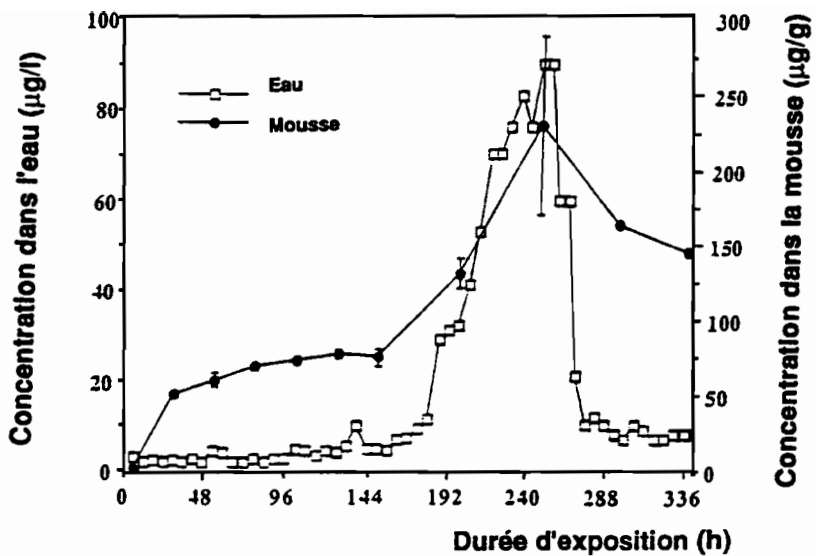


Figure 3 - Variation concomitante de la concentration en cadmium dans l'eau et dans des échantillons de mousses (*Rhynchostegium riparioides*) transférés dans une station sur le Lot (d'après Mouvet et al [40])

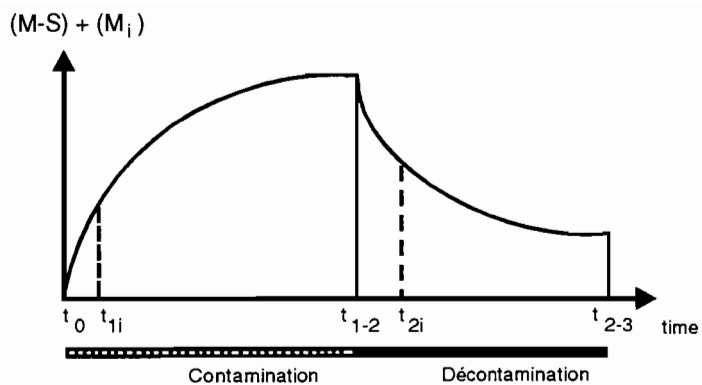


Figure 4 - Courbe de réponse des bryophytes aquatiques selon le modèle théorique pendant une phase de contamination suivie d'une phase de décontamination.
Emprunté à Ciffroy et al [44]

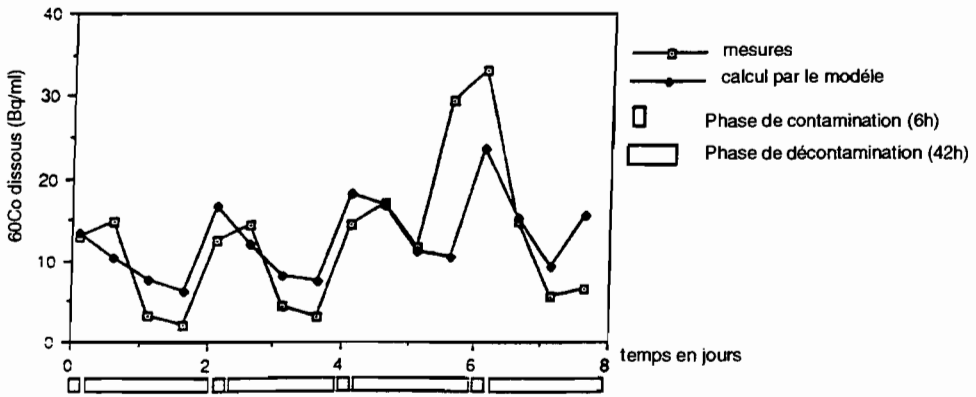
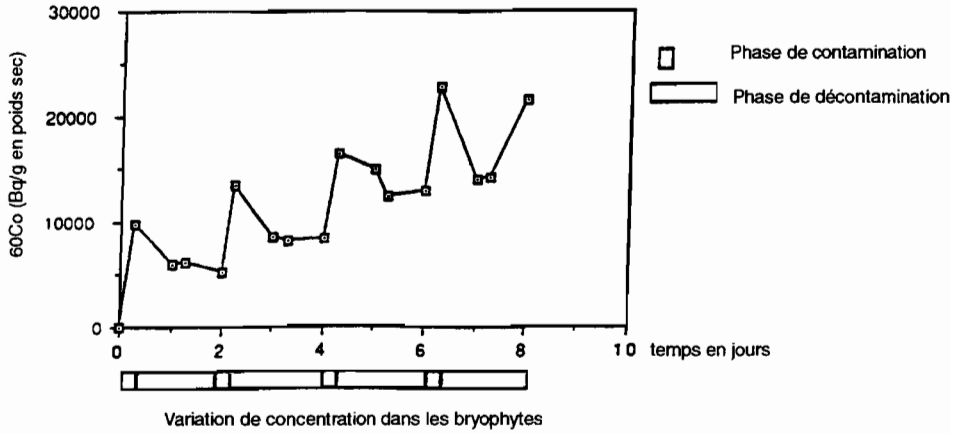


Figure 5 – Comparaison entre les concentrations en ^{60}Co mesurées et celles calculées dans l'eau par le modèle à partir de la concentration dans les bryophytes pendant plusieurs phases de contamination et décontamination. Emprunté à Ciffroy *et al.*

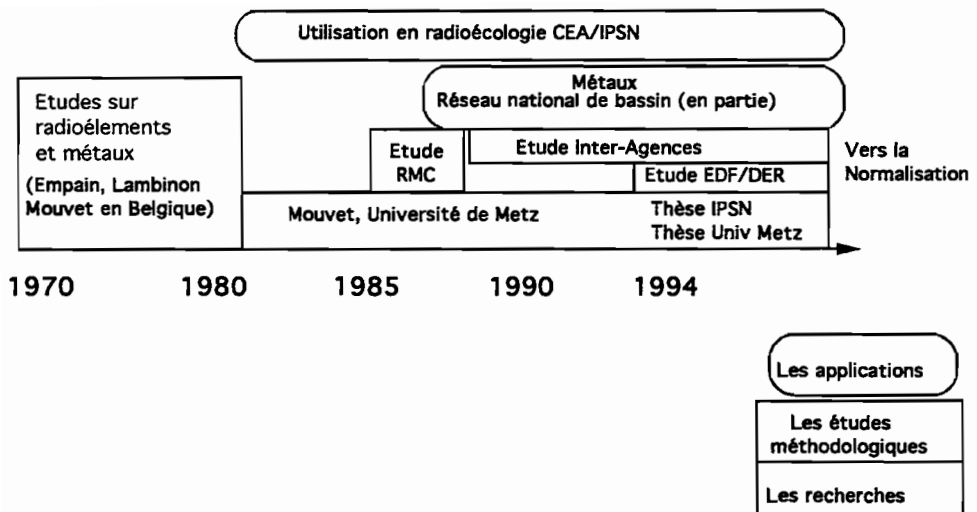


Figure 6 - Chronologie des travaux sur les bryophytes aquatiques en tant que bioindicateurs du niveau de pollutions métalliques et radioactives

Biomasse du phytoplancton au Bugey de 1979 à 1993.

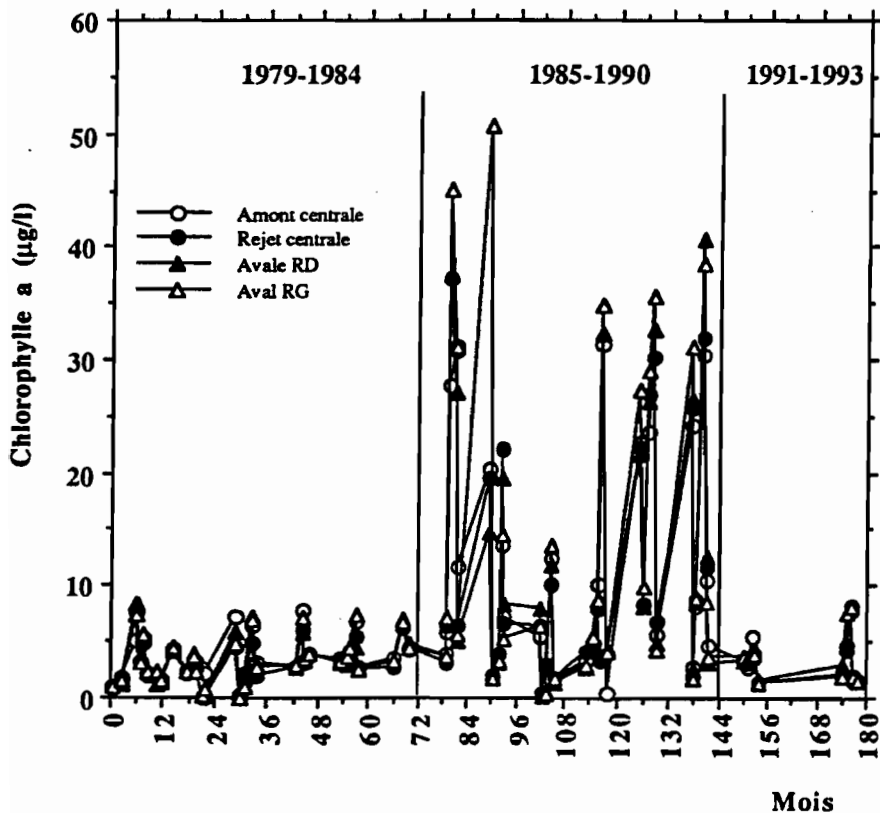


Figure 7 - Chronique de la concentration en chlorophylle à planctonique sur le site du Bugey en quatre stations situées à l'amont et à l'aval du centre nucléaire de production d'électricité sur la période 1979 à 1993

Macroinvertébrés benthiques dans le Rhône au Bugey. 1980-1993.

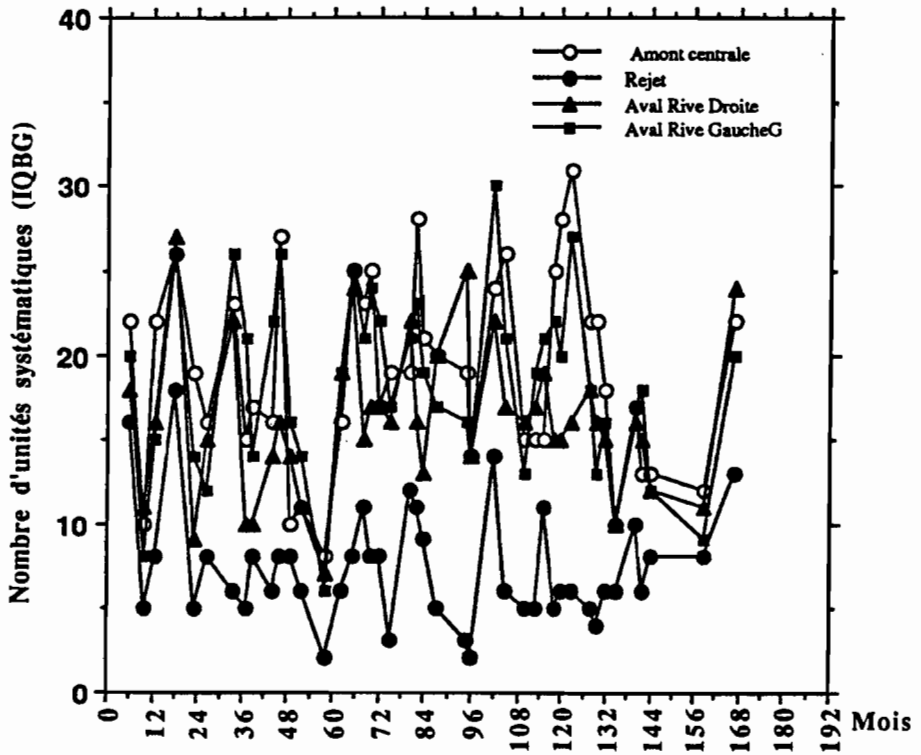


Figure 8 - Chronique du nombre de taxons ou unités systématiques d'invertébrés benthiques relevés sur le site du Bugey selon la méthodologie IQBG de 1980 à 1993

IQBG à Dampierre-en-Burly 1979-1983

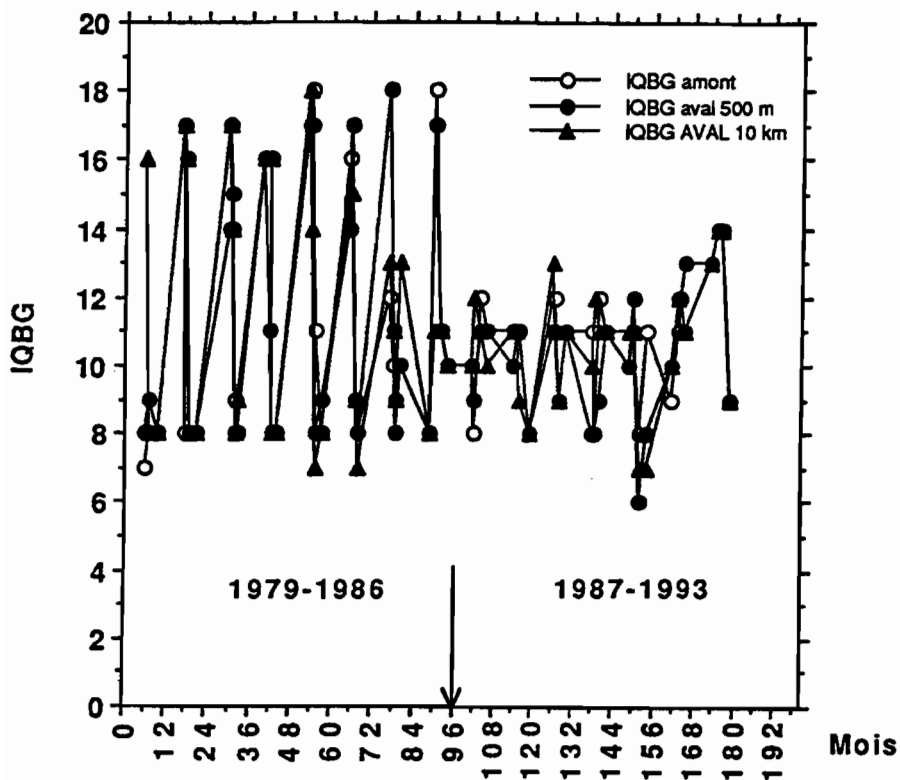


Fig 9 : Chronique des indices relevés sur le site de Dampierre-en-Burly en amont et en aval du centre nucléaire de production d'électricité sur la période de 1979 à 1993.

Dampierre-en Burly 1980-1993

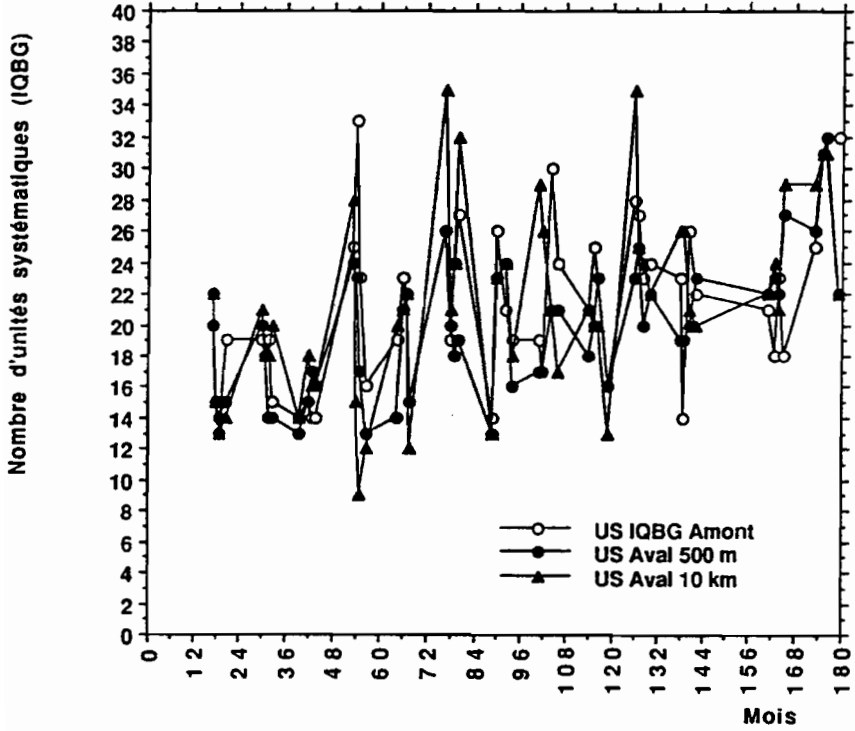


Figure 10 – Chronique du nombre de taxons ou unités d'invertébrés benthiques relevés sur le site de Dampierre-en Burly en amont et en aval du centre nucléaire de production d'électricité sur la période 1980/1993.

Diversité des Ephemeroptères à Dampierre-en-Burly.

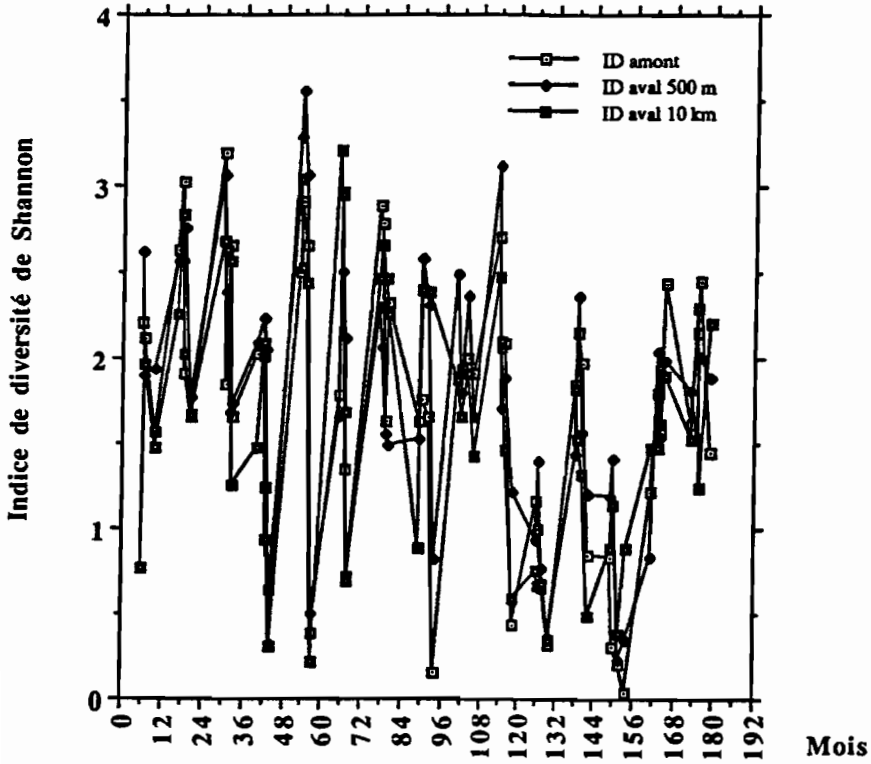


Figure 11 – Chronique de la diversité des insectes éphéméroptères dans les prélèvements effectués sur le site de Dampierre-en-Burly en amont et en aval du centre nucléaire de production d'électricité sur la période 1980/1983.

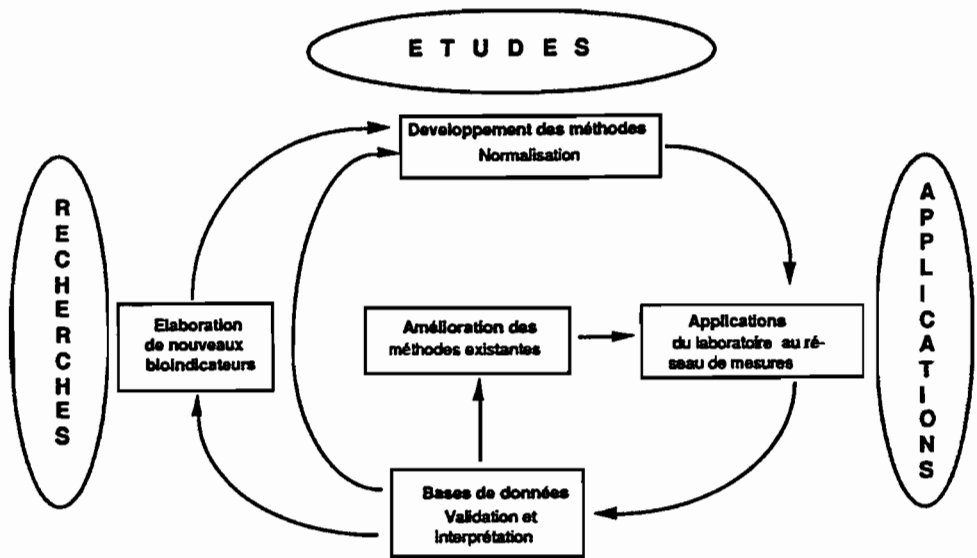


Figure 12 - Représentation schématique du transfert de connaissances de la recherche aux applications

Tableau 1 - Bioindicateurs et types d'impacts

Réponse aux perturbations et pollutions	Grandeurs biologiques	Bio-indicateurs	Grandeurs physico-chimiques associées
Dystrophie (eutrophisation)	Densité cellulaire du phytop. Biomasse phyto (chlorophylle.a) Peuplement périphytique Macrophytes	Classes d'abondance et de biomasse Indices diatomiques Indices saprobiques	Nutriments : N,P,Si Oxygène dissous, pH : mini, maxi journalier
Pollution organique	Analyse biocénotique : -microorganismes -diatomées périphytiques -macroinvertébrés benthiques	Indices diatomiques Indices saprobiques IBGN, indices oligochètes Indice mollusque	DBO, DCO, COT, Oxyd. Oxygène dissous (mini maxi - journalier
Pollution thermique	Analyse biocénotique sur invertébrés Algues du périphyton Peuplement de poissons	Biotypologie des eaux courantes* Indices de qualité biologique IBGN, indices oligochètes Abondance et composition du peuplement	Modèles thermiques (*) Profils thermiques en nature Mesures de température en continu
Pollution chimique toxique	Analyse biocénotique sur invertébrés Poissons	Biotypologie des eaux courantes* IBGN, indices oligochètes Abondance et composition du peuplement	Analyses chimiques Méthodes écotoxicologiques : Biomarqueurs et bio-essais, alarmes de toxicité-microtox (auto-microtox)
Micro-pollutions	Bioaccumulation sur organismes indicateurs Analyse biocénotique	Bryophytes in situ et transplantés, mollusques Indices oligochètes Biomarqueurs Induction enzymatique sur poisson Adduits à l'ADN sur poissons	Analyses sur eau, sur matières en suspension et sédiments
Germes pathogènes et présence de toxines	Bactéries Virus Algues et cyanobactéries	Recherche spécifique des souches, détermination de leur pathogénicité	
Modifications de régime hydraulique	Analyse biocénotique sur algues, invertébrés et poissons Habitat potentiel des poissons Transit des poissons migrateurs	Méthode d'évaluation de la qualité biologique, biomasse, densité Paramètres d'habitat de la méthode des micro-habitats* Comptages sur ouvrages de franchissement	Tous les paramètres de qualité d'eau, notamment température et oxygène dissous Particulièrement la température

(*) Méthode applicable à la prévision

**Tableau 2 - Programmes de surveillance hydrobiologique pour l'année 1993,
des centres nucléaires de production d'électricité implantés
sur les cours d'eau français**

	Cours d'eau	Rhône		Loire		Autres bassins		Total
		5		4		4		13
		Stations	Fréquence	Stations	Fréq.	Stations	Fréq.	Stations
Indicateurs de qualité d'eau	Mesures en continu T.OD.pH.Cond	13	horaire	14	horaire	11	horaire	38
	Mesures et analyses de qualité d'eau	20	4-5/an	10	3-12/an	15	4-8/an	45
Bio-indicateurs	Phytoplancton							37
	Biomasse							
	Chlorophylle a	15	4-5/an	4	6-12/an	12	8-12/an	
	Volume cellulaire			6	8/an			
	Inventaire floristique.							
	Abondance		12/an	6	8/an	3	12/an	
	Diversité			6	8/an			
	Production primaire		12/an			3	12/an	
	Periphyton							20
	Inventaire floristique.							
	Abondance	8	3-4/an	6	8/an	6	4-8/an	
	Diversité	8	3-4/an	6	8/an	6	4-8/an	
	Indices diatomiques	8	3-4/an	6	8/an	6	3-8/an	
	Zooplancton							3
	Inventaire faunistique.							
	Abondance					3	12/an	
Macroinvertébrés							41	
Inventaire faunistique.								
Abondance	13	4/an	10	2-4/an	4	4/an		
Biomasse					2	4/an		
Diversité	4	2/an	10	2-4/an				
Ibm			10	2-4/an				
IBG ou IQBG	7	3/an	10	2-4/an	3	2/an		
Substrats artificiels.								
US ou IQBP	19	3-5/an	8	6-8/an	4	4/an		
Substrats artificiels, IB					3	4/an		
Poissons							40	
Inventaire faunistique.								
Abondance	24	2-6/an	4	1-2/an	12	1-2/an		
Biomasse	19	2-6/an	2	1-2/an	7	1-2/an		
Tailles	8	4-6/an	2	2/an				
Diversité			2	2/an				
Etat sanitaire	3	6/an	4	1-2/an				
Passage des migrants					1	Permanent mai-août		
Fréquentation de frayères					1			
Macrophytes							7 sites	
Relevés quantitatifs	3 sites					3 sites		
Cartographie								
Abondance	1 site							
Bryophytes							3	
Contamination en métaux					3	6/an		

Tableau 3 - Indices et nombres d'unités systématiques relevés sur le site du Bugey selon la méthodologie des IQBG et des IQBP de 1981 à 1992.

La station aval 1 est échauffée d'environ 5°C, la station aval 2 subit un échauffement dix fois plus réduit.

(d'après Roger et Ginot [46])

	Aval 1			Aval 2					
	Mini	Moy	Max	Mini	Moy	Maxi			
IQBG	5	9,5	16	5	9,3	14	5	9,3	17
US (IQBG)	8	20	31	7	16	27	6	19	30
IQBP	7	9,4	15	3	8,9	14	5	8,9	14
US (IQBP)	7	18	29	6	15	26	6	17	30

Tableau 4 - Points forts et lacunes dans le domaine des bioindicateurs

	L'existant	Les lacunes
Etat des connaissances	Nombreuses méthodes et indices	Poissons Macrophytes Peuplements des milieux annexes de l'hydrosystème
Expérience d'utilisation	Pour IBG, données nombreuses, analysées. Méthode normalisée	Pour la plupart des BI, peu ou pas de séries chronologiques, besoin de tester in situ sur des réseaux de mesures.
Moyens disponibles	Généralisation des BDD informatisées développées par les services de l'état	Trois problèmes liés : - Manque de réseaux de mesures comportant des BIE - Manque de bases de connaissances - Manque de carrières offertes aux biologistes.

Les indicateurs et systèmes d'alerte

Président de séance :

Eric VINDIMIAN
*Direction Régionale de la Recherche et
de la Technologie de la Région Rhône-Alpes*

Détection en continu de la toxicité des eaux

Continuous detection of water toxicity

Paule Vasseur*, Dominique Osbild* et Marc Babut**.

**Centre des Sciences de l'environnement.
Université de Metz,*

*** Agence de l'Eau Rhin-Meuse.*

Résumé

La surveillance en continu des sources de contamination des eaux de surface, des eaux souterraines et des prises d'eaux potables est possible grâce à l'utilisation de biocapteurs. Les biocapteurs permettent d'obtenir une réponse rapide en cas de pollution et se prêtent à un contrôle in situ, en continu et automatisable des milieux hydriques. Ce sont des détecteurs biologiques de toxicité, donnant une information en temps réel sur les effets des polluants et donc sur la qualité du milieu dans lequel ils sont plongés. Les systèmes biologiques utilisés couvrent une gamme très large de réactifs allant des biomolécules (enzymes ou anticorps) aux organismes supérieurs (bivalves, crustacés, poissons), en passant par des organismes cellulaires (bactéries, levures, microalgues, cellules animales) et même des tissus d'organismes végétaux et animaux. Le niveau de pollution correspondant au seuil d'alerte est déterminé statistiquement : il dépend d'une part de la sensibilité du réactif biologique et d'autre part de la variabilité de la réponse étudiée dans les conditions normales. Les biocapteurs à électrodes enzymatiques, immunologiques et ceux qui mettent en jeu des organites cellulaires ont une spécificité élevée vis-à-vis d'un ou de quelques groupes de polluants. Les biocapteurs cellulaires, tissulaires ou utilisant des organismes supérieurs ont un spectre de détection plus large que les précédents. Les biocapteurs à capteurs immunochimiques sont les plus sensibles, alors que les biocapteurs à microalgues sont les plus performants.

Abstract

The continuous monitoring of the pollution sources of surface waters, of underground waters and of drinking water distributors is made possible by the use of biosensors. Biosensors allow a quick response in the case of pollution and an in situ, continuous and automatisable control of the water environments. They are the biological sensors of toxicity, which give real time information on the effects of pollutants and consequently, on the quality of the environment where they are immersed. The biological systems used cover a large variety of reactants from biomolecules (enzymes or antibodies) to higher animals (bivalves, crustacea, fish), cellular organisms (bacteria, molds, microalgae, animal cells), and even vegetal or animal tissues. Biosensors with enzymatic or immunological electrodes and those which contain a cell organelle have a high specificity towards one or more groups of

pollutants. The cellular, tissue biosensors or those using higher organisms have a wider detection spectrum than that of the former. Biosensors with immunochemical sensors are the most sensitive, whereas biosensors with microalgae and those based on daphnia mobility have the highest performance.

Les accidents de pollution massive et les pollutions diffuses menacent en permanence la qualité des milieux hydriques ; avec, pour conséquences éventuelles, des effets plus ou moins rapides et plus ou moins graves sur les populations exposées, végétales, animales et humaines.

Une surveillance en continu des sources de contamination (effluents, rejets...), des eaux de surface, des eaux souterraines et des prises d'eaux potables s'impose donc. Cette surveillance, difficile à réaliser avec les méthodes d'essais classiques en laboratoire, peut par contre être envisagée grâce au développement récent des biocapteurs, qui sont conçus dans cet objectif. Les biocapteurs sont des outils pouvant donner une réponse rapide et se prêter à un contrôle *in situ*, en continu et automatisable des milieux hydriques.

C'est sur le thème des biocapteurs appliqués à l'environnement hydrique qu'a porté essentiellement ce Colloque International organisé par le NANCIE et l'Agence de l'Eau Rhin-Meuse et intitulé "Recours biologique pour la surveillance en continu de la qualité des eaux". L'objectif était de dresser l'état du développement des biocapteurs destinés au contrôle des eaux et des effluents. Le colloque a réuni plus de 120 participants, français en majorité. La représentation de nos voisins Européens, bien que plus faible numériquement, était marquée par la qualité des travaux présentés qui témoignent de l'avance assez nette que certains d'entre eux ont prise dans le développement de cette nouvelle technologie. Parmi les pays étrangers représentés, citons l'Allemagne, la Belgique, la Grande-Bretagne, les Pays-Bas et la Suisse.

I. Principaux biocapteurs développés ou à l'étude

Un biocapteur est un détecteur biologique de toxicité, donnant une information en temps réel sur les effets des polluants et donc sur la qualité du milieu dans lequel il est plongé. Un biocapteur est utilisé en dynamique, le flux circulant étant constitué par le milieu à analyser.

Le système comporte, par principe, trois éléments essentiels : (i) le *réactif biologique* ou *biocatalyseur*, dont les réponses, comportementales, physiologiques ou biochimiques, sont utilisées pour évaluer la qualité du milieu (ii) le *transducteur* qui capte les réponses biologiques et les traduit en un signal électrique, (iii) et le *système de traitement du signal* incluant un enregistreur et un amplificateur (voir figure 1, page 123).

Les **systèmes biologiques** utilisés couvrent une gamme très large de réactifs allant des biomolécules (enzymes ou anticorps) aux organismes supérieurs (bivalves, crustacés, poissons), en passant par des organismes cellulaires

(bactéries, levures, microalgues, cellules animales) et même des tissus d'organismes végétaux et animaux.

Les **détecteurs** actuellement disponibles pour transformer un signal biologique en un signal électrique sont des transducteurs électrochimiques, optiques, piézoélectriques, acoustiques, voire calorimétriques.

La nature du réactif biologique conditionne la structure du biocapteur. Ainsi, les réactifs cellulaires ou moléculaires sont utilisés dans des systèmes de configuration miniaturisée, de type *biosondes* ou *bioélectrodes*, où le réactif est immobilisé au contact étroit du détecteur (*voir figure 2, page 123*) ; les réponses enregistrées sont généralement des réactions physiologiques ou biochimiques. Par exemple, les flux d'électrons ou de protons, la consommation ou la production d'O₂ et de CO₂ seront facilement contrôlés à l'aide de transducteurs électrochimiques, comme les électrodes classiques de pH, les électrodes à oxygène ou à CO₂ (*figure 3*). L'activité respiratoire des organismes aérobies et l'activité photosynthétique spécifique aux cellules végétales constitueront des paramètres physiologiques privilégiés pour étudier la réponse des réactifs cellulaires, parce qu'ils sont aisément mesurables à l'aide de ces électrodes et significatifs en terme de toxicité. La respiration et la photosynthèse servent à la production d'énergie : leur inhibition aura des conséquences au plan énergétique et métabolique, et donc des implications négatives possibles sur la croissance, la division, voire sur la viabilité selon le degré d'inhibition enregistré.

L'émission de photons dans des réactions de luminescence par exemple, ou l'absorption de photons à la base des mesures spectrophotométriques seront aisément suivies à l'aide de transducteurs optiques ; ceux-ci pourront être associés à la mesure des activités enzymatiques, des réactions immunochimiques dans les systèmes mettant en jeu des enzymes ou des anticorps utilisés pour détecter leurs substrats et les polluants apparentés structurellement.

Les détecteurs piézoélectriques délivrant un signal lors de la fixation d'un ligand sur le biocatalyseur lui-même associé au détecteur d'une biosonde commencent à être développés. Les détecteurs acoustiques et calorimétriques sont moins utilisés dans le cadre de biocapteurs environnementaux.

Les biocapteurs utilisant des vertébrés ou des invertébrés aquatiques présentent une infrastructure beaucoup plus importante. Dans le cas où le réactif biologique est constitué par des poissons ou des microcrustacés, les organismes évoluent librement dans la cellule de mesure ; le détecteur analyse alors des réactions comportementales. La mobilité des organismes, le rhéotactisme c'est-à-dire la capacité pour les poissons à nager à contre courant, ou toute autre réaction comportementale pouvant être modifiée par la contamination du milieu, constitueront des paramètres intéressants à contrôler ; d'autant que le comportement peut être perturbé quelquefois à de faibles niveaux de pollution. Les impulsions électriques naturelles de poissons tropicaux de type gymnotiformes sont étudiées pour le contrôle des eaux par Thomas *et al.* (1994) : la fréquence et la forme du signal électrique de type ondulatoire émis par ces poissons "électriques" peuvent en effet être modifiées par une altération de la qualité de l'eau.

Les modifications de la fréquence de fermeture et d'ouverture des valves chez les moules dulçaquicoles et marines constituent également des critères de toxicité mis à profit dans le valvomètre développé par le NTO, la Société MIGLEC et l'IFREMER.

Les principaux systèmes biologiques actuellement à l'étude et les critères de toxicité utilisés sont donnés dans le *tableau 1* (voir page 122). Les Instituts de recherche représentés au Colloque qui participent au développement de ces biocapteurs sont cités dans le *tableau 2* (voir page 122).

II. Caractéristiques des biocapteurs

Les biocapteurs présentent d'étroites analogies avec les systèmes d'essais de toxicité aquatique classiques, pour ce qui concerne le choix des organismes tests. Ils s'en différencient cependant par d'autres aspects :

- la *nature des paramètres biologiques* contrôlés qui diffèrent de la viabilité, de la croissance ou de la reproduction habituellement mesurés, comme il vient d'être noté,
- la *durée d'exposition* du réactif biologique au milieu circulant relativement courte et le temps d'enregistrement de la réponse du biocapteur assez bref,
- l'*exposition en dynamique* du système biologique placé au sein même du milieu hydrique à contrôler,
- l'*expression de la toxicité*, qui contrairement aux essais de toxicité conventionnels n'est pas basée sur l'évaluation d'une relation dose-effet et de la concentration de l'échantillon entraînant 20, 50 ou 100 % d'effets,... (CE20, CE50, ou CE100 respectivement) ; mais sur le caractère anormal d'une réponse s'écartant significativement d'un profil standard,
- leur utilisation en tant que *système d'alerte* de pollution. L'alerte est donnée en cas d'évolution significativement anormale du paramètre biologique mesuré en continu.

Le niveau de pollution correspondant au seuil d'alerte est déterminé statistiquement : il dépend d'une part de la sensibilité du réactif biologique et d'autre part de la variabilité de la réponse étudiée dans les conditions normales. Dans le cas du fluorimètre algal (IfW-fluorometer) mis en place sur le Rhin et du test dynamique sur daphnies (Dynamic daphnia test) étudié sur le Main, le seuil d'alerte a été fixé pour une réponse s'écartant de plus de trois fois l'écart type par rapport au profil moyen standard (Schmitz *et al.*, 1993).

Les deux premiers points peuvent nous amener à nous interroger sur l'interprétation à donner, en terme de toxicité, à la variation d'un paramètre physiologique ou biochimique mesuré sur un espace de temps très court. Le troisième point doit attirer notre attention sur l'influence de facteurs endogènes et environnementaux - physicochimiques, climatiques ou mécaniques - ne relevant pas d'une pollution, mais susceptibles d'induire de fausses réponses positives.

La signification de la réponse d'un biocapteur implique certes de considérer la représentativité physiologique de la réaction contrôlée. Mais le domaine de spécificité, de sensibilité et de fiabilité du biocapteur est tout aussi important à considérer pour l'interprétation de la réponse. A quels polluants le système est-il sensible ? A partir de quels niveaux de concentration réagit-il ? Quels sont les facteurs interférants ? La réponse à ces questions est indispensable afin de déterminer les performances du biocapteur, son champ d'applications et ses conditions d'utilisation.

III. Spécificité des biocapteurs

Le champ d'applications d'un biocapteur peut déjà être cerné par la conception même du système, et par la nature du réactif biologique en particulier. Deux types de biocapteurs peuvent être distingués :

A) les biocapteurs dotés d'une spécificité élevée vis-à-vis d'un ou de quelques groupes de polluants. Ils comprennent :

* les électrodes enzymatiques utilisant :

- l'acétylcholinestérase pour la détection des pesticides organophosphorés et des carbamates qui inhibent son activité (Marty *et al.*, 1993),

- la phénoloxydase pour celle des phénols (Besombes *et al.*, 1994 ; Wang *et al.*, 1994),

* les électrodes immunologiques utilisant des anticorps spécifiques reconnaissant l'haptène contre lesquels ils ont été synthétisés ; les anticorps antitriazines pouvant détecter avec une très bonne sensibilité les herbicides de type triazines, comme l'atrazine, la simazine et la propazine (Guibault *et al.*, 1992),

* les biocapteurs mettant en jeu des organites (intra)cellulaires tels que :

- des chloroplastes qui répondent spécifiquement aux herbicides inhibiteurs de la photosynthèse,

- des mutants bactériens de type *Salmonella typhimurium* his- pour la détection des polluants mutagènes (Karube *et al.*, 1981) et des mutants recombinants permettant de détecter les métaux (mercure, cadmium, cuivre) induisant les gènes des métallothionéines (Selifonova *et al.*, 1993 ; Corbisier *et al.*, 1993).

La sensibilité de ce premier groupe de biocapteurs peut être élevée. Elle dépend en fait de (i) l'affinité des biomolécules pour le(s) substrat(s) et (ii) de la configuration du biocapteur, c'est-à-dire du type de détecteur utilisé, et du degré de pureté et de concentration du réactif biologique immobilisé au contact du détecteur.

B) les biocapteurs cellulaires, tissulaires ou utilisant des organismes supérieurs, dont le spectre de détection est plus large que les précédents.

Certains systèmes peuvent cependant présenter une relative spécificité pour certains types de polluants. Par exemple, les biocapteurs utilisant des cellules photosynthétiques, des microalgues ou des tissus végétaux couplés à un détecteur contrôlant la photosynthèse, pourront détecter les polluants toxiques spécifiquement pour les espèces végétales, comme les électrodes chloroplastiques notées plus haut.

IV. Sensibilité et domaines d'application des différents biocapteurs

Si l'on considère l'ensemble des biocapteurs testés jusqu'à ce jour, sinon sur sites, tout au moins en pilotes de laboratoire, et dont les résultats ont été communiqués, il apparaît que les biocapteurs les plus sensibles sont représentés par les capteurs immuno-chimiques. Le classement des principaux biocapteurs par ordre de sensibilité décroissante, et sans tenir compte de leur spécificité, peut s'établir comme suit :

- biocapteurs à anticorps antitriazines pouvant détecter des concentrations de triazines de l'ordre du microgramme par litre (Krämer et Schmid, 1991 ; Guibault *et al.*, 1992).
- bioélectrodes algales basées sur les mesures de fluorescence ; les performances sont moins élevées avec des détecteurs électro-chimiques, type électrode à pH ou à oxygène.
- électrodes enzymatiques à acétylcholinestérase qui permettent la détection des organophosphorés et des carbamates à des concentrations de 10 à 100 µg/l et plus (Marty *et al.*, 1993).
- capteurs utilisant les bivalves dont les capacités de détection se situent à des concentrations de 100 µg/l et plus, sauf sensibilité plus élevée dans le cas spécifique des dérivés organiques de l'étain (oxyde de tributylétain, TBTO) et du cuivre (Kramer *et al.*, 1989).
- biocapteurs bactériens qui s'appliqueraient plus au contrôle des effluents hydriques dont le niveau de contamination nettement plus élevé que celui des eaux de surface peut atteindre et dépasser 1 mg/l. La sensibilité de ces capteurs dépend non seulement de la conception du système, du type de détecteur utilisé, mais aussi du réactif bactérien : les boues activées en suspension dans le milieu liquide avec un contrôle de l'activité respiratoire basé sur des mesures de pression d'O₂ ou de CO₂ donnent des résultats nettement moins intéressants que des membranes bactériennes constituées de souches bactériennes pures immobilisées au niveau d'un détecteur électrochimique pour le contrôle du même paramètre.

La *figure 4* (voir page 124) situe l'ordre de sensibilité relative des différents systèmes en cours de développement ou de validation. La *figure 5* (voir page 125) permet une comparaison de la sensibilité des biocapteurs à bactéries et bivalves en fonction des paramètres mesurés.

Le seuil de détection des biocapteurs mettant en jeu les poissons est assez variable et se situe entre 10 et 1000 µg/l en général. La sensibilité diffère selon les conditions expérimentales, et il est difficile de dire si le paramètre contrôlé ou l'espèce utilisée est le facteur le plus déterminant : lors d'études *in situ*, une sensibilité élevée a été obtenue en étudiant le rhéotactisme de *Leuciscus idus* exposés à des micropolluants organiques (Botterweg *et al.*, 1989).

Le domaine d'application des biocapteurs est relié directement à leur sensibilité. Les systèmes particulièrement sensibles seront utilisés pour la recherche des micropolluants traces et pourront donc être appliqués au contrôle des eaux souterraines et des eaux de surface. Comme il faut pouvoir détecter une large gamme de polluants, on peut être amené à associer plusieurs biocapteurs de sensibilité élevée qui soient complémentaires de par leur spectre de détection. La conception de biocapteurs immunologiques ou immunoenzymatiques multiples et celle de batteries de biocapteurs a été évoquée.

Les systèmes dotés d'une sensibilité plus faible serviront plutôt de système d'alerte à la pollution aiguë des rejets et des effluents hydriques qui pourraient présenter un risque pour l'environnement aquatique en cas de défaillance des traitements d'épuration. Dans ce cas, la nature des polluants recherchés est connue : l'utilisation de plusieurs biocapteurs n'est évidemment pas nécessaire, si un seul système de contrôle suffit.

V. Performances générales et validation des biocapteurs

Si la sensibilité et la spécificité d'un biocapteur sont des caractéristiques importantes, d'autres qualités sont requises pour une application *in situ*, en continu et dans le cadre d'une station automatisée.

Ainsi, au cours de la période 1990-1993, près de 22 biocapteurs utilisant des microorganismes (bactéries, algues), des invertébrés (microcrustacés, bivalves), des vertébrés (poissons) ont été testés pour leurs performances et leur applicabilité en routine, en Allemagne par le ministère Fédéral de la Recherche et de la Technologie, l'Agence Fédérale de l'Environnement, et dans le cadre du Plan d'Action Rhin & Main. Les essais ont été réalisés sur pilote de laboratoire, puis sur le Rhin et le Main. Les critères pris en compte pour juger de la qualité des systèmes étaient les suivants : *sensibilité, temps de réponse, autonomie, convivialité, exigences de maintenance, périodes d'inactivité liée à l'auto-entretien, incidents, facilité de traitement des résultats, encombrement et coûts d'achat de l'appareil.*

Ces essais ont souligné les performances des biocapteurs à microalgues, particulièrement sensibles avec un détecteur à fluorescence, ainsi que ceux basés sur l'étude de la mobilité des daphnies (Schmitz *et al.*, 1993).

Il faut souligner l'importance de l'étape de validation des biocapteurs : (i) sur pilote de laboratoire d'abord à l'aide de polluants de concentration connue, afin de déterminer le champ d'application, le domaine de sensibilité du biocapteur et les interférences possibles ; (ii) sur sites ensuite, afin d'identifier les situations générant des fausses alarmes et d'améliorer en conséquence la conception des capteurs ; en d'autres termes, afin de garantir la fiabilité du système : l'alarme doit être uniquement l'expression d'une pollution anormalement élevée.

Ce qui ne veut pas dire que l'absence d'alarme signifie absence de polluants. En effet, des effets toxiques à long terme peuvent résulter d'une exposition à des concentrations en polluants trop faibles pour provoquer des effets à court terme et déclencher une alarme.

VI. Conclusion

Les biocapteurs, par leur fonction même, sont des outils d'avenir au développement prometteur. Ils répondent à un besoin dans le cadre du biomonitoring environnemental ; d'autant que les réglementations européennes se mettent en place en ce qui concerne l'environnement aquatique et en particulier les effluents industriels.

Certaines grandes sociétés ont bien compris le parti qu'elles pouvaient tirer d'un contrôle en continu : la Compagnie Générale des Eaux en particulier a installé un poste de contrôle automatisé des eaux de surface au niveau des prises d'eau servant à la potabilisation. Le ministère de l'Environnement, l'ADEME, les agences de l'Eau manifestent également un net intérêt pour les biocapteurs : ces organismes ont été les premiers en France à financer des recherches pour leur développement et leur validation.

Il est certain qu'il existe un enjeu commercial énorme pour les biocapteurs environnementaux. Quelques entreprises françaises ont déjà investi dans ce domaine : citons, entre autres, la Société Anatronix qui a participé au développement d'une électrode algale actuellement en cours de validation *in situ* ; la Société SERES qui s'est impliquée de longue date dans la mise au point des biocapteurs pour des applications environnementales.

C'est, par les efforts conjugués des scientifiques, des ingénieurs, et des entreprises industrielles que cette nouvelle technologie trouvera son plein développement. L'investissement de tous est nécessaire, mais l'intérêt est certain au plan commercial et environnemental.

Liste des légendes des tableaux et figures

Tableau 1 : Principaux réactifs biologiques et critères de toxicité utilisés dans les biocapteurs

Tableau 2 : Principaux types de biocapteurs étudiés par les Agences de l'Environnement et les organismes de recherche représentés au Colloque.

Figure 1 : Principaux constituants d'un biocapteur : biosonde ou bioélectrode (a) et biocapteur utilisant des organismes supérieurs (b)

Figure 2 : Schéma d'une bioélectrode algale, composée de microalgues immobilisées à l'extrémité d'une électrode à oxygène . Une fibre optique apporte la lumière nécessaire à l'activité photosynthétique mesurée par l'électrode (selon Pandard *et al.*, 1989)

Figure 3 : Paramètres biologiques pouvant être mesurés par des transducteurs électrochimiques et optiques dans les biosondes

Figure 4 : Niveaux de sensibilité des biosondes immunochimiques, enzymatiques, algales, bactériennes et des biocapteurs utilisant des bivalves ; application au contrôle des eaux et des effluents

Figure 5 : Sensibilité comparée des biocapteurs utilisant des bactéries ou des bivalves selon la configuration du système.

a) Systèmes mesurant la respiration des bactéries libres (boues activées) ou immobilisées, par le contrôle de la pression en O₂, du flux d'électrons ou de la production de CO₂

b) Systèmes mesurant la fréquence d'ouverture et de fermeture des valves, ou l'activité de filtration des moules

Tableau 1

Organismes :		<i>Critères</i>
POISSONS	<i>ACTIVITE</i>	<i>NATATOIRE ELECTRIQUE RHEOTAXIS</i>
DAPHNIES	<i>ACTIVITE</i>	
MOULES	<i>MOUVEMENT DES VALVES</i>	
Org. PHOTOSYNTHETIQUES		<i>PHOTOSYNTHESE</i>
BACTERIES	<i>RESPIRATION LUMINESCENCE NITRIFICATION</i>	
Organites		<i>réaction</i>
ENZYMES	<i>ENZYME-SUBSTRAT</i>	
ANTICORPS	<i>ANTIGENE-ANTICORPS</i>	

Tableau 2

<i>Organismes :</i>		
POISSONS	Nancie Univ. Grenoble	
DAPHNIES	Univ. Leuven. B. Ctre Water Res. Anvers. .B	DBW / RIZA. NL
MOULES	Ifremer IMW/TNO. Texel. NL	Federal Environ. Agency / Berlin
Org. PHOTOSYNTHETIQUES	Univ. Metz	
BACTERIES		Univ. Luton. UK Water Res. Ctre Federal Institut Hydrology / Koblenz
Cell. POISSONS		Northrhine-Westphalia State Env. Ag.
ANTICORPS	C.N.R.S. Toulouse Univ. Paris VII	
Organites : ENZYMES	ENSM St Etienne	
		Plan Action RHIN

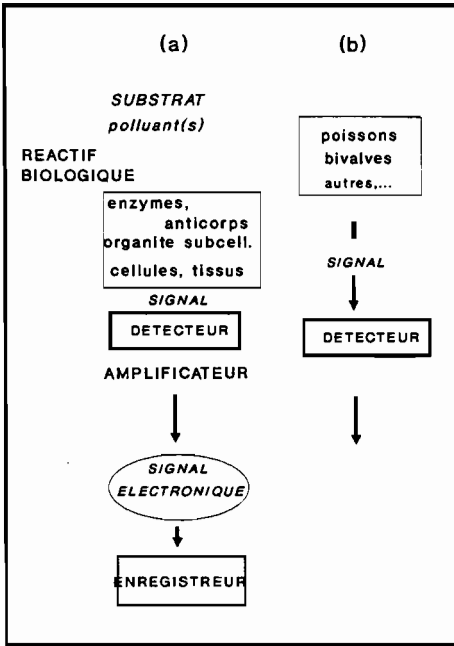


Figure 1

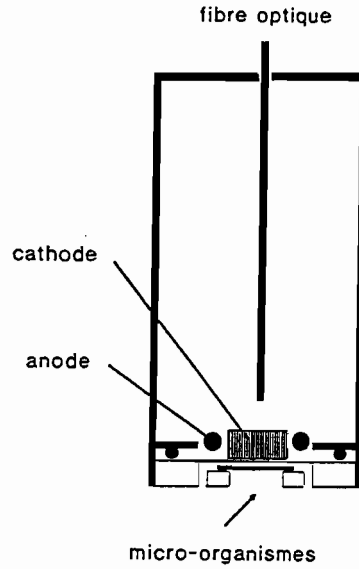
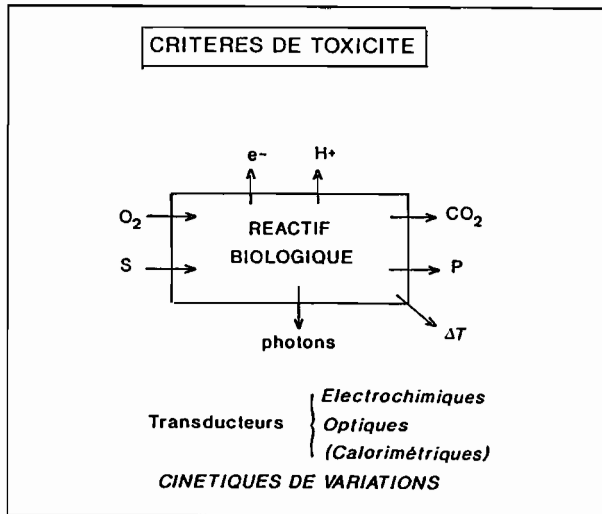
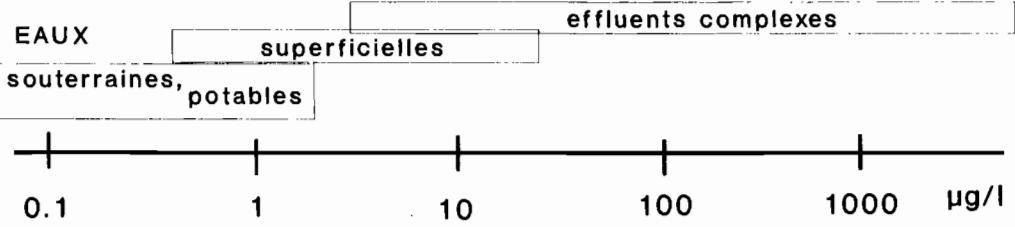


Figure 2

Figure 3





immunochimiques/Anticorps

TRIAZINES

fluo cell. algales O₂/e⁻

chloroplastes
DIURON thylakoïdes

enzymatiques/cholinestérase

org. phosphorés, carbamates

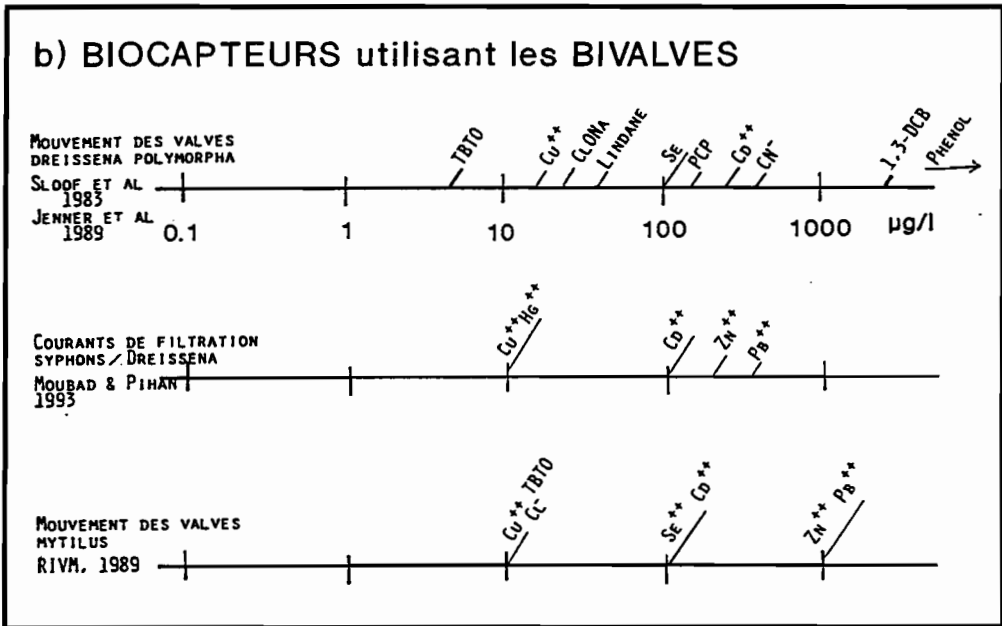
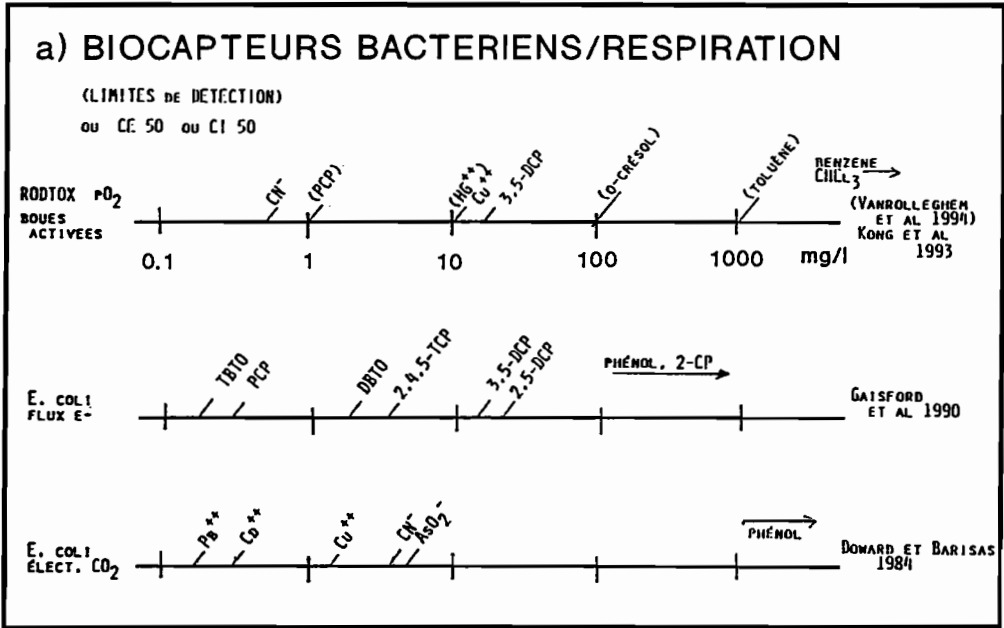
comportement/bivalves

respiration/bactéries

TBTO, Cu^x

Figure 4

Figure 5



Les tests de toxicité précoce

Precocious toxicity tests

Jeanne Garric

Cemagref Lyon

Laboratoire d'écotoxicologie,
Division Biologie des écosystèmes aquatiques

Résumé

La surveillance des effets des produits chimiques sur la santé à long terme des écosystèmes a nécessité la mise au point de bioessais sur des organismes modèles. Les bioessais permettent d'étudier les effets toxiques "aigus" associés à des phénomènes de pollution intense comme les pollutions accidentelles et les effets toxiques "chroniques" associés à des durées d'exposition longues, à des concentrations faibles. Une enquête internationale sur les méthodologies mises en œuvre pour le contrôle des rejets ponctuels, basé sur une évaluation des effets biologiques à long terme, montre l'importance de l'utilisation d'une batterie de tests biologiques monospécifiques regroupant algues, poissons et crustacés. Trois applications possibles des bioessais de toxicité sont détaillées : localisation spatiale et temporelle de stations contaminées in situ à l'aide d'essais de toxicité chronique réalisés sur des échantillons prélevés dans le milieu lui-même, analyse de la toxicité intrinsèque de sources polluantes ponctuelles et caractérisation des fractions toxiques d'un rejet ou d'un sédiment.

Abstract

The monitoring of the effects of chemical products on the long term ecosystems' health required the development of bioassays on pattern organisms. The bioassays allow the study of the acute toxic effects associated to intense pollution (such as accidental pollution) and the chronic toxic effects associated to long duration exposition but with low concentrations. An international survey on the methodologies used to control the isolated discharges, based on the assessment of long term biological effects, shows the importance of the use of a set of biological monospecific tests using algae, fish and crustacea. Three possible applications of toxicity bioassays are detailed : the spatial and temporal in situ localisation of polluted stations using chronic toxicity assays on samples taken in the environment itself, the analysis of the intrinsic toxicity of isolated pollution sources and the characterization of toxic fractions in a discharge or in a deposit.

Le but ultime de l'écotoxicologie est la compréhension et la mesure des risques pour les écosystèmes, liés aux activités humaines génératrices de déchets chimiques. Pour réussir dans cet objectif, il faut disposer d'informations sur les dangers toxiques des déchets chimiques (substances - nouvelles ou non -, effluents industriels, urbains, agro-alimentaires, rejets diffus agricoles ...) vis-à-vis des composants biologiques (individus, populations, communautés) de l'écosystème.

Le danger peut être de deux natures :

- un danger "aigu", relatif le plus souvent à une exposition (accidentelle ou non) à des toxiques présents en forte quantité pendant une durée limitée,
- un danger "chronique", en liaison avec la présence de polluants plus ou moins difficiles à caractériser (en nature, en concentration, en interaction), pendant des durées longues ou des périodes "sensibles" du développement des organismes.

Pour informer sur le danger, il faudra donc disposer de méthodes biologiques permettant de rendre compte certes des effets aigus (le plus souvent létaux), mais surtout des effets plus insidieux sur les organismes, qui affecteront à terme non seulement la survie de l'individu mais également, et cela est essentiel en écologie, la survie de la population. Ce souci a conduit à la mise au point de bioessais sur des organismes modèles, qui permettent de mettre en évidence, le plus rapidement possible ces effets toxiques ou génotoxiques "précoces" sur des individus exposés à des échantillons de nature diverse : effluents, sédiments, extraits organiques .

Un choix d'essais de toxicité à long terme est présenté à partir des résultats d'une enquête internationale. Son analyse met en évidence un certain consensus vis-à-vis de l'utilisation d'une batterie de tests biologiques regroupant algues, poissons et crustacés pour aider à l'évaluation des dangers toxiques à long terme vis-à-vis des populations aquatiques. Des exemples d'application de ces méthodes en vue d'une aide à la gestion des rejets toxiques sont proposés.

Néanmoins, il ne faudra pas perdre de vue que ces bioessais ne fournissent qu'une information "réduite" concernant la toxicité intrinsèque des polluants vis-à-vis d'organismes modèles, et que l'on ne dispose pas encore de "modèles écologiques" fiables, permettant de transposer cette information d'un échantillon d'individus au laboratoire à une communauté in situ.

Le développement de méthodologies nouvelles est également abordé.

Introduction

Les tests de toxicité font désormais partie, depuis plusieurs décennies, de l'arsenal des outils de détection des dangers des substances chimiques, des mélanges, etc. Ces outils se sont affinés et compliqués en même que leur intérêt s'affirmait, d'une part pour comprendre l'action toxique des molécules sur les organismes aquatiques, et d'autre part pour aider le gestionnaire dans ses actions de contrôle ou de réglementation : homologation des substances chimiques et pharmaceutiques, contrôle des rejets ponctuels.

Ainsi, en parallèle, se sont développés des travaux de standardisation des protocoles d'essais au plus haut niveau international (CEN, ISO, OCDE), en même temps que des recherches en vue d'augmenter la sensibilité des tests utilisés. Leur champ d'application s'est également élargi à des échantillons de nature très variée (sédiments, extrait organiques d'échantillons d'eau ou de sédiment, lixiviat...).

Avec ces développements, de nombreux chercheurs s'interrogent aujourd'hui sur l'utilisation de ces méthodes d'évaluation des effets des contaminants à des niveaux peu élevés d'organisation biologique. En effet, du fait de leur conception par définition réductionniste, il est justifié de s'interroger sur leur pertinence pour définir des concentrations admissibles dans les milieux récepteurs (1, 2). Néanmoins à ce jour, ni les écologistes, ni les écotoxicologues, ne savent encore identifier avec certitude les variables indispensables qu'il serait nécessaire de mesurer pour statuer sur l'état et l'évolution des communautés d'un écosystème (3).

I. Quelques définitions

Pour aider à la prévision et à la surveillance des effets des produits chimiques (substances pures ou mélanges) sur la santé à long terme des écosystèmes il faut disposer d'informations à deux niveaux :

- d'une part concernant leurs effets biologiques sur les organismes, populations, communautés de l'écosystème,
- d'autre part concernant l'exposition de ces organismes à ces produits.

Les caractéristiques physico-chimiques des substances vont gouverner leur comportement et leur répartition dans le milieu récepteur (solubilisation, stockage dans les sédiments dégradation chimique et biologique, rémanence, etc.) et moduler ainsi leur potentialité toxique et leur biodisponibilité. Nous ne considérerons pas ici ce volet en détail, mais son importance est évidente, en particulier en vue d'un choix raisonné des méthodes de mesure du danger à appliquer (ex : rémanence des substances et potentiel de bioaccumulation, toxicité des sous-produits de dégradation...), et de là, dans l'évaluation du risque proprement dit.

Pour ce qui est des effets biologiques sur les organismes, il est commode et justifié de les dissocier en deux type d'effets :

1. Les effets toxiques aigus, en général la mort des organismes, associés à des phénomènes de pollution intense, le plus souvent courts, comme les pollutions accidentelles. La prévision et/ou la mise en évidence au laboratoire de ces effets est relativement aisée, dans la mesure où elles ne nécessitent que des expositions de durée courte. Néanmoins il sera nécessaire de prendre en compte les éventuels facteurs abiotiques (température, oxygène dissous, pH, etc.) susceptibles de moduler la réponse létale aiguë. La simulation au laboratoire de ces situations permet d'établir des modèles d'effets, par exemple l'évolution du temps létal pour 50% de la population d'essai en fonction du log de la concentration, qui pourront être utilisés comme base de limitation de flux polluants (4). L'interprétation de ces effets létaux aigus, en terme d'impact sur les écosystèmes est également plus simple. En effet, il s'agit de

situations "extrêmes", pour lesquelles une majorité des individus des populations exposées vont disparaître et réduire ainsi la biomasse et/ou la diversité des espèces disponible dans le milieu. Cette perturbation sera de durée et donc de gravité variable suivant les possibilités et le temps nécessaire aux populations touchées (flore, invertébrés, poissons...), pour recoloniser le milieu.

2. Les effets toxiques "chroniques", ou effets toxiques à long terme, associés à des durées d'exposition longues, à des concentrations très faibles, parfois équivalentes ou inférieures aux seuils de détection analytique. Ce type de contamination est fréquemment rencontrée dans le milieu naturel, où il est plus ou moins possible de détecter par l'analyse la présence de micropolluants variés suspectés (associés à des rejets de toute nature, pollution diffuse agricole, pollution ponctuelle industrielle ou urbaine), mais où il est souvent plus délicat de décrire des perturbations du milieu en fonction d'un gradient de contamination toxique. Dans de telles situations souvent complexes (sources polluantes multiples, interactions physico-chimiques) auxquelles peuvent s'ajouter des perturbations de nature physique (hydraulique, hydrologique), la mise en œuvre de bioessais de toxicité chronique permet d'expérimenter la toxicité des sources ponctuelles (modulo un protocole d'échantillonnage de la source raisonnée et adaptée), ou la qualité d'échantillons du milieu récepteur (eau ou sédiment par exemple). Les résultats obtenus seront exprimés soit en concentration sans effet toxique détectable (No observed Effect Concentration), après une comparaison statistique des résultats obtenus dans les différents échantillons et le témoin, soit en concentration d'inhibition de P% du critère mesuré (survie, reproduction), lorsque il est possible de modéliser la courbe concentration - réponse.

A. Les bioessais de mesure précoce de toxicité

Ces essais ont pour objectif de fournir des informations sur les effets biologiques potentiels à long terme des contaminations chroniques décrites ci-dessus.

Au cours de l'exposition d'organismes (poissons, invertébrés, algues...), dans des conditions contrôlées à des doses connues de polluants, différentes mesures (physiologiques, biochimiques, histopathologiques) indicatrices de perturbations ou d'adaptation du métabolisme peuvent être effectuées. Les informations concernant les effets toxiques mesurées, pertinentes au plan toxicologique, seront d'autant plus délicates à interpréter en terme de pertinence écologique que le niveau d'organisation biologique auquel ces mesures sont effectuées ira décroissant (population, individu, organe, cellule) (5).

Trois types d'impacts au niveau individuel sont considérés comme pertinents à un niveau d'organisation plus élevé (6), dans la mesure où ils pourront induire une modification sur l'équilibre des populations (multiplication, diversité génétique et adaptation) : les effets sur la mortalité, la reproduction, le génome. Ainsi les

méthodologies de mesure des effets toxiques précoces actuellement les plus utilisées, en vue du contrôle des rejets et la prévention des dangers toxiques chroniques, font appel à la mesure directe d'effets sur la reproduction ou la mortalité d'organismes à développement rapide (algues unicellulaires, protozoaires, microcrustacés cladocères par exemple). Ces effets seront détectés au cours d'exposition de durée relativement courte, (96 heures pour des algues, 7 à 10 jours pour certaines daphnies). Pour les organismes comme le poisson, présentant des cycles de vie longs, le suivi d'effets à long terme sur la croissance ou la reproduction, nécessitent des durées d'exposition souvent incompatibles avec les exigences d'une expérimentation. Aussi, des essais sur les stades précoces de développement (stades embryonnaires et larvaires) sont proposés. Ces divers bioessais, qu'il n'est pas envisageable de détailler ici, sont maintenant bien documentés, tant sur organismes d'eau douce que marins, et permettent d'estimer des seuils de concentrations toxiques équivalentes à celles obtenues lors d'exposition à plus long terme (7, 8, 9, 10).

B. Les bioessais de génotoxicité

Ces bioessais actuellement disponibles sont basés sur la détection des mutations géniques et chromosomiques, ou la mesure des adduits à l'ADN. Les méthodes utilisées pour évaluer les risques génotoxiques des milieux contaminés (eau, sédiment) sont de deux types, soit des essais *in vitro*, soit des essais *in vivo* applicables en laboratoire mais également *in situ*.

Ces méthodes ont fait l'objet récemment d'une revue bibliographique importante (11) que le lecteur intéressé devra consulter, et qui met en relief les intérêts respectifs des essais miniaturisés soit sur cellule bactérienne (*S.thyphimurium*, *E.Coli*), soit sur modèle eucaryotes (culture cellulaire de mammifères ou de poissons,), et des mesures sur organismes entiers. Les mêmes critères de mutations chromosomiques, échange de chromatides sœurs, aberrations chromosomiques, micronoyaux sont utilisés dans les deux cas.

Les essais *in vitro* permettent de détecter rapidement des potentiels génotoxiques, sur de petits volume d'échantillons, concentrés ou non. Néanmoins les auteurs soulignent la difficulté d'extrapoler les résultats à un impact dans le milieu. Les essais *in vivo*, réalisés sur organismes entiers ont été développés sur vertébrés et invertébrés d'eau douce (poissons, batraciens) et marins (annélides, mollusques). Ces essais sont cités comme plus sensibles que les essais *in vitro*, dans la mesure où ils permettent souvent de détecter la présence de polluants génotoxiques sans passer par une étape de concentration.

Ces méthodes *in vivo* sont plus lourdes à mettre en œuvre (volume d'échantillon d'essai, élevage des organismes) et ne pourront pas s'appliquer au micro échantillons. Néanmoins, elles présentent l'avantage d'une meilleure représentativité des risques, car réalisées sur des organismes entiers soumis à toute la complexité des mécanismes de métabolisation, de réparation, et aux contrôles hormonaux et immunologiques qui modulent ces phénomènes.

On dispose ainsi de plusieurs méthodologies de détection précoce d'effets génotoxiques, liés à la présence de contaminants dans le milieu. Mais il reste à

évaluer plus avant, quels impacts, la dispersion de ces contaminants dans le milieu aura vis-à-vis non plus des individus seulement, mais également des populations.

II. Les bioessais de toxicité chronique proposés dans le cadre de la gestion des rejets ponctuels (établissement et contrôle des normes de rejets)

A partir d'une enquête internationale réalisée pour le compte des agences de l'Eau, auprès de laboratoires de recherche, de laboratoires de contrôle, et de gestionnaires du milieu aquatique, il a été possible de dresser une liste des méthodologies effectivement mises en œuvre pour le contrôle des rejets ponctuels, basé sur une évaluation des effets biologiques à long terme, et d'en évaluer la faisabilité en vue d'une large utilisation (12,13).

Le *tableau 1* (page 140) résume les informations obtenues concernant le type d'essai et les critères de toxicité utilisés. Il ne s'agit pas là d'un tableau exhaustif des bioessais existants, mais d'une image des méthodologies les plus fréquemment considérées dans une démarche pratique de contrôle biologique de la qualité des rejets.

Ces résultats mettent en évidence un certain consensus vis-à-vis de l'utilisation d'une batterie de tests biologiques monospécifiques représentant différents niveaux trophiques d'eau douce: algue verte unicellulaire (*Selenastrum capricornutum*, renommée *Raphidocellis subcapitata*, croissance de la population en 72 ou 96 heures), poissons (*Pimephales promelas*, *Brachydanio rerio*, *Cyprinus carpio*, survie et croissance embryolaire en 7 jours) et microcrustacés (*Ceriodaphnia dubia* reproduction, 7 jours).

L'utilisation de ces tests biologiques est à la fois le reflet de l'état de l'art dans le domaine (il s'agit des méthodes les plus aisément maîtrisables par des laboratoires non spécialistes des espèces concernées) et répond au souci justifié de s'intéresser à différents niveaux trophiques et de prendre en compte une large gamme de réponse, en liaison avec la sensibilité spécifique d'organismes susceptibles de présenter des réponses métaboliques très différentes

A. Sensibilité des méthodes proposées

L'analyse détaillée des résultats de quatre bioessais de mesure de la toxicité aiguë (léthalité *Ceriodaphnia dubia*, luminescence de *Photobacterium phosphoreum*) et de la toxicité chronique (reproduction *Ceriodaphnia dubia*, croissance *Selenastrum capricornutum*) réalisés sur 35 effluents industriels par des chercheurs canadiens (dans le cadre du programme d'action sur le Saint Laurent) justifie l'importance de l'utilisation d'une batterie de tests. En effet, aucune corrélation ne peut être mise en évidence entre les différentes mesures réalisées et aucun des essais ne s'est révélé systématiquement le plus sensible (12).

Une étude plus fine (*tableau 2*, page 141) par type d'industrie permet néanmoins de dégager des tendances, quant à des effets plus ou moins spécifiques des rejets selon leur origine. Ce qui confirmerait l'importance d'un contrôle de la toxicité des rejets, du moins initial, sur une batterie de tests, avant de choisir, si cela

était nécessaire compte tenu des réalités économiques, l'essai le plus sensible dans le cadre d'un suivi régulier.

L'application de ces bioessais est déjà en cours dans plusieurs pays d'Europe (Suède, Danemark...) et d'Amérique (USA, Brésil) et pour différents objectifs: en réponse à une réglementation (établissement de normes de rejets et surveillance des rejets et du milieu récepteur), en vue de la recherche et du traitement des causes de toxicité des effluents. Ils s'inscrivent dans une démarche progressive d'évaluation des risques (estimation de l'exposition, mesure des effets) et de validation des impacts in situ souvent plus large (14, 15).

III. Quelques exemples d'applications pratiques de tests de toxicité

Nous détaillerons, ici, trois applications possibles des bioessais de toxicité, utilisables au sein d'une stratégie d'évaluation de risques ou de mesures de la qualité du milieu :

- la localisation spatiale et temporelle de stations contaminées in situ, ceci à l'aide d'essais de toxicité chronique réalisés sur des échantillons prélevés dans le milieu lui-même, eau réceptrice ou sédiments,
- l'analyse de la toxicité intrinsèque de sources polluantes ponctuelles (rejets industriels et urbains), dans une perspective de définition de priorités d'action,
- la caractérisation des fractions toxiques d'un rejet ou d'un sédiment dans le cadre de procédure d'Identification et d'Evaluation de la Toxicité (TIE, 16, 17, 18). Cette procédure a été initialement développée aux Etats-Unis pour répondre aux besoins d'identification des sources toxiques arrivant aux stations d'épuration.

Dans ces exemples, les essais de toxicité fournissent des informations objectives sur les effets biologiques des mélanges étudiés. Ils rendent compte de toutes les interactions possibles entre les toxiques présents, ainsi qu'avec la qualité du milieu récepteur dans les essais ambiants.

A. Surveillance de l'impact des rejets dans le milieu naturel.

Les essais de toxicité réalisés sur des prélèvements de milieu naturel sont particulièrement utilisés pour suivre l'évolution au fil de l'eau d'un profil de toxicité lié à des rejets ponctuels (19).

Un tel profil est un indice sérieux d'un effet lié à un rejet ponctuel. On voit mal, en effet, une autre variable interférer avec la toxicité intrinsèque de l'effluent dilué par l'eau de la rivière. De nombreuses analyses effectuées en France dans le cadre de la police de la pêche montrent en général un profil identique lié à la dilution.

A ce titre, les essais ambiants permettent un bon traçage de la pollution toxique et se substituent avantageusement aux analyses chimiques classiques. Ils apportent en effet une estimation du danger lié à la présence de produits toxiques

sans nécessiter l'identification de toutes les molécules présentes dans le milieu. Dans un contexte de sources de rejets multiples, leur mise en œuvre peut permettre en particulier de cibler les sources les plus toxiques et de rechercher des causes : existence ou non d'un traitement d'épuration, rejets de toxiques spécifiques (20).

En revanche, ces essais fournissent rarement des résultats qui correspondent à une image réelle de la réalité sur le terrain telle qu'elle peut être appréhendée par l'étude des biocénoses en place ; ces dernières intégrant un grand nombre des variables du milieu y compris la présence de toxiques.

L'inconvénient majeur des bio-essais tient dans leur caractère peu intégrateur, l'échantillon moyen 24 heures de l'eau naturelle n'est pas représentatif de l'historique de la présence de toxiques dans le milieu naturel. Leur avantage est en revanche leur rapidité de réponse, ce qui permet, en tout état de cause de compenser partiellement cet inconvénient par la multiplication des essais.

B. Mesures de la toxicité intrinsèques des rejets.

La connaissance des effets et des concentrations toxiques des rejets, (concentration toxique létale et sublétale à court et/ou long terme) permet de proposer des actions, soit de prévention, dans le cas de l'autorisation de rejets nouveaux, soit d'amélioration dans le cas de rejets établis.

Ces mesures réalisés au laboratoire au moyen des essais déjà cités (poissons, daphnie, algues), dans le cadre de protocole d'échantillonnage et de conservation des effluents rigoureux, fournissent des données indispensables dans la gestion de ces rejets : limitation des concentrations admissibles in situ, définition de priorités d'action, évaluation de l'efficacité de modifications de process ou de traitement.

En outre, suivant le type d'effet mesurés, ces tests de laboratoire peuvent permettre une première orientation vers la recherche de toxiques spécifiques.

Le *tableau 3* (page 141) résume les résultats de différentes mesures de toxicité que nous avons effectuées sur quatre effluents industriels (I1-I4) et un effluent urbain (U1) (21).

Ces données concernent la toxicité létale aiguë et la toxicité chronique des effluents sur *Ceriodaphnia dubia* et les stades embryolaire de *Brachydanio rerio*, et permettent de classer les effluents en fonction de leur toxicité.

Les activités enzymatiques de détoxification à cytochrome P450 (Ethoxy résorufine O dééthylasique) ont été mesurées sur des poissons exposés aux effluents en laboratoire. Les valeurs significativement supérieures aux activités des lots témoins sont également présentées.

De l'observation de ce tableau nous retiendrons essentiellement les points suivants :

- la différence importante entre les concentrations toxiques aiguës 24h et les concentrations toxiques à moyen terme. Les rapports des CI 50 aiguë/chronique pour l'essai ceriodaphnie (le plus sensible)

varient de 16 à 4 pour I.2 et I.5 respectivement. Ce résultat met en évidence l'extrême importance de la mesure de la toxicité chronique dans un objectif de protection du milieu récepteur. Cette remarque est encore renforcée par le "comportement" toxique de certains effluents. En effet, les rapports de concentrations toxiques les plus élevés (conc.aiguë/conc.chronique) sont obtenus pour des effluents présentant, justement, les toxicités aiguës faibles.

- l'induction significative d'une activité de détoxification (EROD), représentative du risque de dissémination dans le milieu de substances plus ou moins rémanentes et bioaccumulables (types PCBs, HAPs) associées à ces rejets. Cette même mesure réalisée sur des poissons autochtones valide l'impact de ces rejets in situ.

- enfin la comparaison, même prudente, des plus faibles concentrations toxiques de ces effluents mesurées en laboratoire (Lowest Observed Effect Concentration sur la reproduction, ou sur la survie des stades embryolaires) avec les concentrations d'effluents théoriques susceptibles d'être présentes dans le milieu récepteur (table n°4, voir page 142), montre que ces valeurs sont dangereusement proches pour certains d'entre eux, d'un facteur ~10 en période normale, et quasiment égales en débits d'étiage de fréquence 1/5 an (effluents 2 et 5 en particulier), ou dans un rapport <10 (I.1 et I.4).

L'acquisition de ces informations concernant, d'une part "le danger toxique" en terme de concentrations d'effluents biologiquement "actives", et d'autre part "l'exposition" en terme de taux de dilution dans le milieu, permet de classer les effluents en fonction des risques pour le milieu. Il ne s'agira bien entendu que d'un classement relatif des effluents les uns par rapport aux autres, mais indispensable dans une optique de définition d'actions.

C. Identification des fractions toxiques d'un effluent.

La méthodologie TIE se caractérise par l'utilisation, à tous les niveaux de la démarche, d'essais biologiques aigus ou chroniques, typiquement les essais embryolaires sur poisson et l'essai sur cycle de vie de *Ceriodaphnia dubia*.

Le principe de base consiste à examiner la toxicité d'un effluent aux différentes étapes de sa transformation. Ces étapes visent à caractériser les propriétés physico-chimiques, isoler des fractions toxiques, informer sur la traitabilité des effluents et même identifier les composés toxiques présents dans l'effluent.

Les outils chimiques comme la complexation, la filtration, l'acidification, la chromatographie liquide préparative sur des phases plus ou moins polaires permettent d'obtenir des fractions qui font l'objet d'essais de toxicité. On peut ainsi cerner les fractions toxiques et en déterminer les caractéristiques ou bien utiliser des techniques de fractionnement poussées pour isoler un "pic" contenant la ou les substances toxiques.

La nature de la toxicité est elle-même une aide au cheminement dans l'arborescence des transformations possibles à chaque étape du processus. On sait

par exemple qu'une toxicité renforcée pour le poisson par rapport à *Ceriodaphnia* est un signe qu'il faut contrôler immédiatement la présence d'ammoniaque, avant de poursuivre les investigations. Lorsque des fractions fines contenant la majorité des substances toxiques sont isolées l'analyse des traces permet d'identifier les substances responsables de la toxicité.

La méthodologie TIE peut être divisée en trois phases distinctes :

- Dans un premier temps les caractéristiques physico-chimiques des composés responsables de la toxicité sont déterminées comme la volatilité, la solubilité...,
- La deuxième phase concerne l'identification de toxiques spécifiques, en particulier les composés organiques non polaires, l'ammoniaque ou les métaux. Des méthodes sont en préparation pour les composés organiques polaires.
- Enfin, la dernière phase est celle de la confirmation de la toxicité du mélange formé des composés identifiés. Cette phase est importante car elle permet d'éviter les erreurs dont les conséquences peuvent être très lourdes notamment si les résultats se traduisent en investissements pour dépolluer ou modifier des procédés industriels.

La *figure 1* (voir page 143) illustre la toxicité de fractions obtenues à l'issue de la 1^{ère} phase d'une procédure TIE adaptée (22) à un échantillon d'effluent industriel, avant traitement biologique.

Six fractions sont étudiées (analyse chimique et tests de toxicité) : brut, filtrée, aérée (élimination des organiques volatils, mise en équilibre du CO₂ et du pH), éluée sur résine échangeuses d'ions (anions et cations), et après traitement sur charbon actif. Ce dernier traitement permet une diminution très significative de la toxicité. Les auteurs confirment cette baisse de la toxicité avec la diminution des concentrations mesurées (chromatographie gaz et spectrométrie de masse) en divers composés organiques non volatils.

Actuellement, l'utilisation d'essais in vitro sur culture de cellules, par exemple sur lignées cellulaire RTG-2 de truite, permet de tester rapidement la cytotoxicité de nombreuses micro-fractions d'effluents à plusieurs concentrations (23). Ces méthodologies sont particulièrement intéressantes du fait de leur miniaturisation (adaptation au micro échantillons, réduction des coûts) dans le cadre par exemple du screening de la toxicité de composés non identifiés dans des effluents.

IV. Conclusions

Des outils de détection précoce des effets toxiques à court et long terme des substances et des mélanges sont actuellement disponibles.

Leur multiplication, en terme d'espèces d'essais ou de critères d'effets, ne paraît pas justifiable, sinon pour en améliorer la sensibilité et la faisabilité (en particulier réduction de la durée d'exposition et miniaturisation).

La mesure de paramètres sublétaux biochimiques (réserves énergétiques, induction ou inhibition de synthèses de protéines, d'activités enzymatiques ...), utilisables comme traceurs, soit d'effet, soit d'exposition au toxiques est une première voie d'approche. Elle reste cependant aujourd'hui limitée quant à l'interprétation des phénomènes de perturbations mis en évidence sur les individus vis-à-vis d'effets sur les populations. Néanmoins le développement de ces méthodes, issu des techniques de biologie moléculaire et de l'immunologie (i.e. utilisation d'anticorps monoclonaux pour le dosage des cytochromes P450 1A, 24) a un avenir certain dans l'évaluation des dangers toxiques des polluants pour le milieu aquatique.

Le développement de méthodologies de détection d'effet précoce, mais relevant d'une analyse plus "écologique" des phénomènes de toxicité, semble également prometteur. En effet, les critères physiologiques d'effet toxique utilisés (taux de nutrition, taux et cycle de reproduction etc.) sont cohérents avec les modèles reliant des processus physiologiques individuels à des réponses en terme de dynamique de population (25). De telles mesures d'effets physiologiques, en vue de l'estimation de la réserve énergétique des organismes disponible pour leur croissance et leur reproduction (Scope for growth) sont développées et utilisées sur bivalves marins (26). Leur application aux invertébrés benthiques ou planctoniques d'eau douce est également intéressante à deux niveaux : d'une part, comme les biomarqueurs elles se prêtent à cette double possibilité d'expérimentation in situ et en laboratoire, et d'autre part elles sont susceptibles de permettre un premier changement d'échelle, des effets sur les individus vers la population.

V. Bibliographie

1. J. CAIRNS and J.R. PRATT. The scientific basis of bioassays. *Hydrobiologia*, 1989, 188/189, pages 5-20.
2. W. H. CLEMENTS and P. M. KIFFNEY. Assessing contaminant effects at higher levels of biological organization. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, pages 357-359.
3. P. CALOW. Ecotoxicology : What are we trying to protect? *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, page 1549.
4. J. GARRIC, B. MIGEON and E. VINDIMIAN. Lethal effect of draining on Brown trout. A predictive model based on field and laboratories studies. *Water Research*, 1990, 24, n°1, pages 59-65.
5. S.M. ADAMS. Status and use of biological indicators for evaluating the effect of stress on fish. *American Fisheries Society Symposium* , 1990, 8, pages 1-8.
6. S. A. KOOIJMAN, HANSTVEIT A.O. and N. VAN DER HOEVEN. Research on the physiological basis of population dynamics in relation to ecotoxicology. *Wat. Sci. tech.*, 1987, 19, pages 21-37.
7. S. R. PETROCELLI. Chronic toxicity tests. In: *Fundamentals of aquatic toxicology*, 1985, pages 96-109. G.M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.). Hemisphere publishers Washington D.C.

8. J.M. MC KIM. Early life stage toxicity tests. In: Fundamentals of Aquatic toxicology, 1985, pages 58-95. G. M. Rand and S.R. Petrocelli (eds.), Hemisphere publishers Washington D.C.
9. G. PERSOONE and C.R. JANSSEN. Freshwater invertebrate toxicity tests. In Handbook of ecotoxicology, 1993, 1, pages 51-65. P. Calow (ed.), Blackwell scientific publication.
10. M.A. LEWIS. Freshwater primary producers. In Handbook of ecotoxicology, 1993, 1, pages 28-50. P. Calow (ed.), Blackwell scientific publication.
11. F. GODET, P. VASSEUR et M. BABUT. Essais de génotoxicité in vitro et in vivo applicables à l'environnement hydrique. Revue des Sciences de l'eau, 1993, 6, pages 285-314.
12. J. GARRIC, J.F. FERARD et E. VINDIMIAN. Essais biologiques pour l'évaluation de la toxicité chronique des rejets. Etudes inter agences 1992, hors série, 111 pages.
13. J. GARRIC, E. VINDIMIAN and J.F. FERARD. Ecotoxicology and waste water : some practical applications. The sci. of the Tot. Environ. 1993, pages 1085-1102.
14. Swedish Environmental Protection Agency. Biological -Chemical characterisation of industrial wastewater. 1990. Information Dep. S-171 85 Solna.
15. EPA. Technical support document for water quality based toxics control. United States Environmental Protection Agency. EPA/505/2-90-001. 1991.
16. EPA Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations. Phase I Toxicity Characterization procedures. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/3-88/034. 1988.
17. EPA Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations. Phase II Toxicity identification procedures. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/3-88/035. 1989.
18. EPA Methods for Aquatic Toxicity Identification Evaluations. Phase I Toxicity Confirmation procedures. United States Environmental Protection Agency. EPA/600/3-88/036. 1989.
19. E.VINDIMIAN et J. GARRIC. Bio-essais et bio-indicateurs de toxicité dans le milieu naturel. Etudes inter-agence n°17. 1993.
20. R.D. ROBINSON, J.H. CAREY, K.R. SOLOMON, I.R. SMITH, M.R. SERVOS and K.R. MUNKITTRICK. Survey of receiving water environmental impacts associated with discharges from pulp mills. 1 Mill characteristics, receiving water, chemical profiles and lab toxicity tests. Environ. Toxicol. Chem., 1994, 13, pages 1075-1088.
21. J. GARRIC, M.BRAY, M.MIGEON, B. VOLLAT, C. RICHERT. Evaluation de l'écotoxicité de rejets industriels et urbains et de la contamination du milieu récepteur. Rapport Cemagref, 1994.
22. A. GASITH, K.M. JOP., K.L. DICKSON, T.F. PAKERTON, S.A. KACZMAREK,. Protocols for the identification of toxic fractions in industrial wastewater effluents.

Special Technical Publication 971, American Society for Testing and Materials, 1988, pages 204-215.

23. A. CASTANO VEGA M., BLAZQUEZ T. and J. TARAZONA. Biological alternatives to chemical identification for the ecotoxicological assessment of industrial effluents : the RTG-2 in vitro cytotoxicity test. *Environ. Toxicol. Chem.*, 1994, 13, pages 1607- 1611.

24. A. GOKSOYR and A. M. HUSOY. The cytochrome P450 1A1 response in fish: Application of immunodetection in environmental monitoring and toxicological testing. *Mar. environ. Res.*, 1992, 34, pages 147-150.

25. P. CALOW and R.M. SIBLY. A physiological basis of population processes: ecotoxicological implications. *Functional Ecology*, 1990, 4, pages 283-288.

26. J. WIDDOWS. Marine and estuarine toxicity tests. In *Handbook of ecotoxicology*, 1, 1993, pages 145-166. P. Calow (ed.), Blackwell scientific publication.

**Tableau 1 - Résultats de l'enquête internationale sur l'utilisation
d'essais de toxicité chronique sur effluent**
(résumé d'après J.GARRIC et col 1993)

N : nombre de citation de l'essai parmi les 54 réponses utilisables obtenues.

Organismes	Effet	N
Bacteries	inhibition de la croissance de la population, inhibition de la luminescence	8
Protozoaires	inhibition de la croissance de la population	2
Algues	inhibition de la croissance de la population, biomasse, ATP	9
Plantes supérieures	croissance, inhibition de la germination	4
Mollusques	Comportement, croissance, developpement de la coquille	6
Oursins	Taux de fertilisation	2
Nematodes	Survie, croissance, maturation sexuelle	1
Crustacés	Survie, reproduction, croissance, taux de nutrition,	15
Insectes	Comportement (ventilation)	1
Poissons	taux d'éclosion, survie larvaire, croissance, ATP musculaire, activité enzymatique	23
Microcosme standard	croissance des populations	1

Tableau 2 - Fréquence de plus grande sensibilité des bioessais en fonction de l'origine des effluents (en %)

	Ceriodaphnie Survie	Microtox	Ceriodaphnie Reproduction	Algues croissance
Toutes Industries	0	6	50	38
Ind. Papier	0	0	60	33
Raffinerie	0	25	25	33
Métallurgie	0	40	0	40
Traitement surface	0	0	100	0
Textile	0	0	0	99
Chimie Organique	0	20	20	11
Chimie Inorganique	0	0	33	65

Tableau 3 - Paramètres de toxicité d'effluents (d'après J. GARRIC et al.1994)

Conc. % effluent	I.1	I.2	U.3	I.4	I.5
CI50 24h Daphnie	55	62	NT	NT	12
CI50 reprod.Ceriodaph.	7	4	nd	22	3
LOEC reprod.Ceriodaph.	2	2	90<, >43	21	1
CI50 ELS	11	nd	59	nd	6
LOEC ELS	10	>21	62	>90	5
UT ^b	43.5	43.5	1.6	4.8	83.3
CI5024h/CI50 reprod.	8	16	>1	>4.5	4
CI5024h/LOEC	28	31	>1.6 ^a	>4.5	12
Taux induction	2.0	1.5	1.7	4.5	5.3

^a CI5024h/LOEC ELS, ^b Unité Toxique (100/LOEC), NT non toxique, nd non déterminé

Tableau 4 - Risques d'impact toxique in situ des effluents analysés.
(d'après J. GARRIC et al.1994)

Effluent	LOEC ^a	Conc. milieu^a. théorique. Pour un Q moyen sur 20 ans	Conc. milieu^a. théorique. Pour un Q étiage mensuel de fréquence 1/5 ans
I.1	2.3	0.07	0.48
I.2	2.3	0.41	2.72
E.3	62.4	0.26	1.72
I.4	20.8	0.60	4.00
I.5	1.2	0.11	0.70

^a Concentration en % d'effluent dans le milieu (V/V)

Toxicité des fractions d'effluent traité

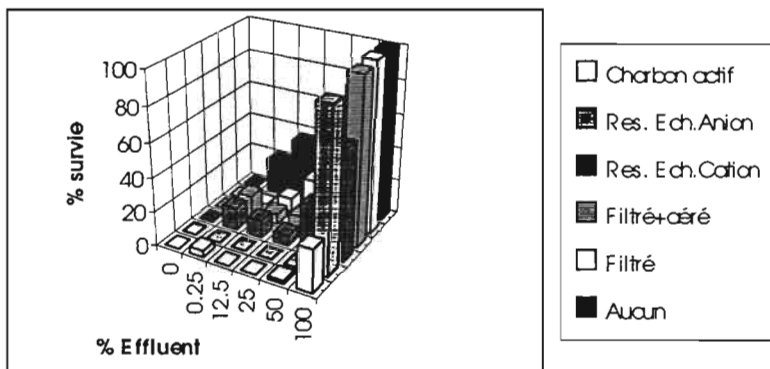


Figure 1 (D'après A. GASITH and col.1988.)

Les biomarqueurs d'exposition

Exposition biomarkers

Gilles MONOD

INRA

Laboratoire d'écotoxicologie aquatique - Rennes

Résumé

Les biomarqueurs représentent des réponses biochimiques, histologiques, physiologiques, voire comportementales, qui renseignent sur l'exposition à des polluants ou sur leurs effets, et qui sont mesurables à partir d'organismes exposés in situ. Les biomarqueurs témoins d'une réponse des systèmes impliqués dans le maintien de l'homéostasie chimique des organismes peuvent être distingués de ceux témoins d'une modification de l'intégrité des fonctions physiologiques. L'utilisation des biomarqueurs pourrait être à l'avenir un des éléments clés d'un suivi intégré du devenir des organismes exposés aux polluants chimiques, en complément de l'approche physico-chimique et de l'utilisation d'autres descripteurs biologiques relatifs à des niveaux d'organisation plus élevés. Des recherches sont nécessaires pour identifier et caractériser les biomarqueurs les plus pertinents, et pour révéler leurs valeurs prédictives.

Abstract

Biomarkers represent biochemical, histological, physiological or even behavioural responses which give information on the exposition to pollutants or their effects. They can be measured from in situ organisms. The biomarkers, which are witnesses of a response of the systems involved in the keeping of the chemical homeostasis in organisms, are different from those which show a modification in the integrity of the physiological functions. In the future, the use of biomarkers will be one of the key factors of an integrated follow-up of the evolution of organisms exposed to chemical pollutants, as a complement to the physico-chemical approach and to the use of other biological descriptors relating to higher organization levels. However, a better control of the known markers remains to be reached and research is needed to be carried out to identify and characterize the most relevant biomarkers and to show their predicting values.

La recherche des polluants chimiques dans les compartiments biotiques ou abiotiques du milieu aquatique rencontre des limites non négligeables (complexité des mélanges de polluants, faible persistance de nombreux polluants, difficulté d'interprétation toxicologique des niveaux de contamination rencontrés).

Depuis quelques années, une attention particulière est portée à la caractérisation des réponses biologiques exprimées par les organismes exposés, et à l'utilisation possible de ces réponses comme indicateurs de la pollution chimique du milieu. Le terme biomarqueur a été consacré pour définir toute réponse biologique (située en général à un niveau d'organisation biologique inférieur ou égal à l'individu) qui renseigne sur l'exposition à des polluants voire sur leurs effets, et qui est mesurable à partir d'organismes exposés *in situ* (1, 2, 3).

Les biomarqueurs témoins d'une réponse des systèmes impliqués dans le maintien de l'homéostasie chimique des organismes peuvent être distingués de ceux témoins d'une modification de l'intégrité des fonctions physiologiques. Un bilan provisoire de l'utilisation de ces biomarqueurs ainsi que des perspectives d'emplois et de recherches sont dressées.

I. Biomarqueurs témoins de l'activation des systèmes impliqués dans le maintien de l'homéostasie chimique des organismes

La pénétration des polluants dans l'organisme génère des réponses visant à faciliter leur élimination et/ou à réaliser leur séquestration sous une forme non-biodisponible et/ou à éviter l'accumulation d'espèces chimiques toxiques et/ou à maintenir l'intégrité des systèmes moléculaire de l'organisme. Il s'agit dans la plupart des cas d'une synthèse accrue de protéines ayant soit des propriétés catalytiques (enzymes à cytochrome P450 (4) et enzymes du stress oxydant (5)), soit une affinité particulière pour certains polluants (métallothionéines (6)), soit un rôle dans le maintien de la conformation de certains édifices moléculaires (protéines de stress(7)).

II. Biomarqueurs relatifs à l'intégrité des fonctions physiologiques

Les perturbations des fonctions physiologiques trouvent leurs origines dans l'interaction des polluants avec les systèmes moléculaires qui caractérisent ces fonctions. L'accès à la mesure de l'intégrité (structure/fonctionnement) de ces systèmes permet de disposer de biomarqueurs. De nombreux travaux ont eu trait à la mesure de l'intégrité de l'ADN comme biomarqueur de l'exposition à des molécules génotoxiques (8). L'inhibition de l'acétylcholinestérase est un biomarqueur d'exposition à certaines molécules neurotoxiques (9). Des biomarqueurs relatifs aux capacités de croissance et de reproduction des individus ont été caractérisés (10). Des critères histo- et cytopathologiques peuvent également être utilisés (11).

III. Bilan provisoire et perspectives

Les biomarqueurs représentent des réponses biochimiques, histologiques, physiologiques, voire comportementales, spécifiques de la dégradation de la qualité chimique du milieu et situées à un stade précoce de la cascade d'événements pouvant déboucher sur des conséquences écotoxicologiques significatives.

La spécificité peut permettre de diagnostiquer les causes de la réponse et de suivre la restauration d'un milieu initialement pollué. La précocité plaide pour l'emploi de biomarqueurs dans des programmes de surveillance du milieu.

Ainsi l'utilisation de biomarqueurs pourrait être à l'avenir un des éléments clés d'un suivi intégré du devenir des organismes exposés aux polluants chimiques, ce en complément de l'approche physico-chimique (recherche des polluants) et de l'utilisation d'autres descripteurs biologiques relatifs à des niveaux d'organisation plus élevés (voir ce séminaire).

Pourtant une meilleure maîtrise des biomarqueurs connus reste en grande partie à acquérir en particulier dans la perspective de leur utilisation en routine dans le cadre de programmes de gestion. De plus, l'identification de nouveaux biomarqueurs est sans doute nécessaire pour affiner les informations susceptibles d'être recueillies. Enfin, un manque de connaissances important existe sur les valeurs prédictives des biomarqueurs (bas niveau d'organisation) vis-à-vis des conséquences ultérieures pour les niveaux d'organisation biologique élevés (populations...). Il paraît donc nécessaire de concevoir des approches visant à révéler ces valeurs prédictives et les conditions dans lesquelles elles apparaissent.

Certains micropolluants persistants et lipophiles (organochlorés) suivent le processus de bioaccumulation et ainsi peuvent être analysés dans les organismes concentrateurs. Il faut néanmoins considérer que la plupart des micropolluants (nombreux pesticides) ont un temps de demi-vie relativement faible au sein des organismes ce qui limite considérablement, dans ces conditions, la portée des analyses physico-chimiques. Finalement, il est admis que la détection de polluants réalisée à l'aide de ces méthodes ne donne que peu d'informations objectives sur les conséquences de la contamination pour les organismes qui la subissent.

Les polluants chimiques présents dans l'environnement aquatique franchissent, en général, facilement les systèmes d'échanges avec le milieu extérieur dont disposent les organismes exposés (peau, branchies, tractus digestif).

Les réponses dont il est ici question sont très éloignées de la mort des individus exposés, mais sont néanmoins considérées comme des indices de stress lié à la qualité chimique du milieu.

IV. Perspectives

L'utilisation de biomarqueurs pourrait être à l'avenir un des éléments clés d'un suivi intégré du devenir des organismes exposés aux polluants chimiques, ce en complément de l'approche physico-chimique (recherche des polluants) et de l'utilisation d'autres descripteurs biologiques relatifs à des niveaux d'organisation plus élevés (voir ce séminaire). Un certain nombre de travaux récemment publiés vont dans ce sens.

Des recherches sont nécessaires pour identifier et caractériser les biomarqueurs les plus pertinents, ainsi que pour atteindre un niveau de maîtrise des biomarqueurs sélectionnés compatibles avec des programmes de gestion du milieu. Il est également urgent de concevoir des approches visant à révéler les valeurs prédictives des biomarqueurs et les conditions dans lesquelles elles s'expriment.

V. Bibliographie

1. D.-B. PEAKALL & L.R. SHUGART (Edts), 1993. Biomarkers. Research and application in the assessment of environmental health. NATO ASI Series. Series H, Cell biology; vol. 68.
2. J.-F. McCARTHY & L.R. SHUGART (Edts), 1990. Biomarkers of environmental contamination. Lewis Publishers.
3. M.-H. DEPLEDGE, 1994. The rational basis for the use of biomarkers as ecotoxicological tools. *In* Fossi & Leonzio (Edts), Nondestructive biomarkers in vertebrates. Lewis Publishers.
4. J.-J. STEGEMAN & M.-E. HAHN, 1994. Biochemistry and molecular biology of monooxygenases: current perspectives on forms, functions, and regulation of cytochrome P450 in aquatic species. *In* Malins & Ostrander (Edts), Aquatic toxicology. Molecular, biochemical, and cellular perspectives. Lewis publishers.
5. G.-W. WINSTON & R.-T. DI GIULIO, 1991. Prooxidant and antioxidant mechanisms in aquatic organisms. *Aquat. Toxicol.* 19: 137-161.
6. G. ROESIJADI, 1992. Metallothioneins in metal regulation and toxicity in aquatic animals. *Aquat. Toxicol.* 22: 81-114.
7. B.-M. SANDERS, 1990. Stress proteins: potential as multitiered biomarkers. *In* McCarthy & Shugart (Edts), Biomarkers of environmental contamination. Lewis Publishers. pp. 165-191.
8. F. GODET, P. VASSEUR & M. BABUT, 1993. Essais de génotoxicité *in vitro* et *in vivo* applicables à l'environnement hydrique. *Revue des Sciences de l'Eau* 6:285-314.
9. NATIONAL RESEARCH COUNCIL, 1992. Biological markers in neurotoxicology. *In* Environmental neurotoxicology. National Academy Press.
10. AMERICAN FISHERIES SOCIETY, 1990. Biological indicators of stress in fish. Adams (Edt). Symposium 8.
11. W. GRAUMANN & J. DRUKKER (Edts), 1991. Histo- and cytochemistry as a tool in environmental toxicology. *Progress in histochemistry and cytochemistry*, vol. 23. Gustav Fisher Verlag.

Les réseaux d'alerte : l'expérience de l'IFREMER

Warning networks : IFREMER's experience

Claude ALZIEU

**Directeur adjoint Environnement littoral
IFREMER - Issy-les-Moulineaux**

Résumé

L'IFREMER conduit trois réseaux de surveillance de la qualité des milieux littoraux dont les objectifs sont identifiés et ciblés. Le Réseau national d'observation de la qualité (RNO) a pour objectif d'évaluer les niveaux et tendances des paramètres généraux de qualité, de protéger la santé humaine et de garantir la vie des organismes marins. Il assure la mesure de paramètres hydrobiologiques classiques dans les estuaires et baies fermées, la recherche de polluants organiques et inorganiques dans les mollusques et poissons littoraux, et la détection des effets biologiques de polluants par mesure d'indices enzymatiques d'exposition chez les poissons. Le réseau de suivi phytoplanctonique REPHY répond à un objectif général de collecte de données sur les populations phytoplanctoniques littorales et de détection des espèces toxiques pour les organismes vivants et les consommateurs de coquillages. Le réseau national de surveillance microbiologique REMI a pour objectif de suivre l'évolution de la salubrité des eaux littorales par numération des germes indicateurs de contamination fécale et dans certains cas de bactéries pathogènes. Les résultats du REPHY et du REMI sont utilisés en temps réel par l'administration préfectorale pour interdire la commercialisation de coquillages provenant de zones momentanément contaminées. Les données du RNO permettent de mettre en évidence des régions présentant des contaminations anormalement élevées et de calculer les tendances d'évolution des polluants rémanents.

Abstract

IFREMER manages three networks of coastal environment quality monitoring whose objectives are identified and targeted. The National network of quality control is aimed at assessing the levels and trends of general quality parameters, at protecting human health and at preserving the lives of marine organisms. It measures the conventional hydrobiological parameters in the estuaries and the closed bays, looks for organic and inorganic pollutants in littoral mollusks and fish, and detects the biological effects of pollutants by measuring the enzymatic rates of exposition on fish. The REPHY phytoplanktonic follow-up network is globally aimed at collecting data among littoral phytoplanktonic populations and detecting the toxic substances for living organisms and shellfish eaters. The objective of the REMI national microbiological monitoring network is to follow the evolution of the coastal water state of health using the numeration of pathogen bacteria. The results of REPHY and REMI are used in real time by the prefectural administration to forbid the marketing of shellfish coming from temporarily polluted areas. With the National network of quality

control data, regions with an abnormally high level of pollution are pointed out and the evolution trends of remanent pollutants are calculated.

L'IFREMER a la charge, depuis de nombreuses années, de tâches de suivi de la qualité des eaux littorales. Initialement consacrées au contrôle de la salubrité bactérienne des zones et produits conchylicoles, afin de protéger les consommateurs de coquillages, ces actions se sont progressivement étendues à la qualité générale du milieu et organisées en réseaux de surveillance, dont certains assurent une fonction d'alerte à court terme. Actuellement, l'IFREMER conduit trois réseaux de surveillance dont les objectifs sont identifiés et ciblés. Le Réseau national d'observation de la qualité, a pour objectif d'évaluer les niveaux et tendances des paramètres généraux de qualité; de protéger la santé humaine et de garantir la vie des organismes marins. Trois opérations satisfont à cet objectif :

- 1°/ la mesure de paramètres hydrobiologiques classiques (température, salinité, sels nutritifs, oxygène dissous...) dans les estuaires et baies fermées,
- 2°/ la recherche de polluants organiques et inorganiques dans les mollusques et poissons littoraux,
- 3°/ la détection des effets biologiques des polluants par mesure d'indices enzymatiques d'exposition chez les poissons.

Le réseau phytoplancton toxique REPHY répond à un objectif général de collecte de données sur les populations phytoplanctoniques littorales et de détection des espèces toxiques pour les organismes vivants (lchtyotoxines) et les consommateurs de coquillages (toxines diarrhéiques et paralysantes). Le réseau national de surveillance microbiologique REMI, a pour objectif de suivre l'évolution de la salubrité des eaux littorales par numération des germes indicateurs de contamination fécale et dans certains cas de bactéries pathogènes. Le REPHY et le REMI sont structurés à partir d'un certain nombre de points de suivi échantillonnés de manière permanente et qui en cas de contamination sont complétés par des points dits d'alerte. Les résultats de ces deux réseaux sont utilisés en temps réel par l'administration préfectorale pour interdire la commercialisation de coquillages provenant de zones momentanément contaminées. les séries de données du RNO permettent, d'une part de mettre en évidence des régions présentant des contaminations anormalement élevées, d'autre part de calculer les tendances d'évolution des polluants rémanents.

Introduction

L'IFREMER a la charge depuis de nombreuses années de tâches de suivi de la qualité des eaux littorales. Initialement consacrées au contrôle de la salubrité bactérienne des zones et produits conchylicoles, afin de protéger les consommateurs de coquillages, ces actions se sont progressivement étendues à la qualité générale du milieu et organisées en réseaux de surveillance, dont certains assurent une fonction d'alerte à court terme. Actuellement, l'IFREMER conduit trois réseaux de surveillance dont les objectifs sont identifiés et ciblés : le Réseau National d'observation de la qualité du milieu marin (RNO), le Réseau phytoplancton

toxique (REPHY) et le Réseau microbiologie (REMI). Un bilan synthétique des résultats fournis par ces trois réseaux a été publié en 1993 (1).

I. Le Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin

Le RNO a été mis en place en 1974 par le ministère de l'Environnement. L'objectif initial qui consistait à évaluer les niveaux et tendances des polluants et paramètres généraux de qualité a été progressivement complété par deux objectifs visant à protéger, l'un la santé humaine (consommateurs de produits marins), l'autre la vie des organismes marins (écosystèmes). Essentiellement assurée à ses débuts par des mesures dans la colonne d'eau, la surveillance a été successivement étendue en 1976 aux sédiments, en 1979 aux mollusques et poissons pris comme intégrateurs des contaminants rémanents, puis en 1987 à l'évaluation des effets biologiques (santé de l'écosystème).

A. Surveillance des paramètres généraux de qualité

Elle comporte la mesure de paramètres hydrobiologiques classiques (température, salinité, turbidité, sels nutritifs, oxygène dissous, chlorophylle et phéopigments) sur douze sites représentant des estuaires et des baies fermées. En Manche-Atlantique la surveillance est réalisée en période hivernale et estivale à partir de campagnes d'échantillonnages dans l'ensemble de la masse d'eau, alors qu'en Méditerranée ce sont des stations fixes qui sont échantillonnées mensuellement.

B. Surveillance des polluants

Cette surveillance porte en priorité sur la recherche de polluants organiques et inorganiques dans des échantillons de moules et d'huîtres prélevés trimestriellement en une centaine de points du littoral. Les polluants suivants sont systématiquement recherchés : mercure, plomb, cadmium, cuivre, zinc, PCB, DDT et ses produits de dégradation, HCH alpha et gamma, et jusqu'en 1992 les hydrocarbures polycycliques aromatiques totaux (PAH). Pour répondre aux obligations internationales dans le cadre des conventions d'Oslo et Paris des analyses sont également réalisées dans les chairs de poissons prélevés en baie de Seine et sur des sédiments. Pour ces derniers, utilisés comme enregistrement des contaminations passées, une campagne portant chaque année sur une façade différente permet de couvrir en cinq ans l'ensemble du littoral. En 1993, quarante échantillons ont été prélevés en Baie de Seine.

C. Surveillance des effets biologiques

Elle vise à évaluer l'état de santé de la flore et de la faune marine par la mesure de la réponse de ces organismes à des variations de la qualité du milieu. La réponse peut être mesurée à différents niveaux d'organisation biologique, allant de la cellule à la population, mais les techniques de mise en œuvre sont encore très diversifiées. Au niveau européen, la surveillance des effets biologiques a été incorporée aux programmes de la North Sea Task Force pour ce qui concerne la

macrofaune benthique, les tests sur le développement des larves d'huîtres, les poissons. Jusqu'en 1991, l'activité du RNO a consisté à mener à bien des études de faisabilité dans le domaine des bioindicateurs d'exposition, EROD (Ethoxyrésorufine - O - dééthylase), AChE (acétylcholinestérase), des tests larvaires et des suivis benthiques. A partir de 1992 deux sites pilotes pour des mesures en routine d'EROD ont été implantés l'un en Baie de Seine l'autre en Méditerranée. En 1990, le suivi benthique des "Pierres Noires" réalisé par la station biologique de Roscoff à l'époque de l'accident de l'Amoco-Cadiz a été repris par le RNO.

D. Assurance de qualité

Elle est assurée par l'organisation d'exercices d'intercalibration spécifiques aux laboratoires du RNO, ou par la participation à des programmes internationaux de calibration analytique: QUASIMENE, CIEM.

E. Gestion des données et publications.

La gestion des données du RNO est réalisée au Centre IFREMER de BREST à partir d'un système de gestion de base de données (SGBD) configuré RNO et associé à un langage d'interrogation adaptable à l'utilisateur, ce dernier pouvant traiter les données extraites et transférées sur son propre matériel. La refonte et la fusion des bases de données de surveillance RNO, REMI, REPHY a été entreprise en 1994 et devrait être opérationnelle dans deux ans.

L'information régulière et synthétique des résultats est présentée sous la forme d'un bulletin annuel qui reprend de manière détaillée certaines activités. L'édition 1994 (2), comporte des informations sur "la surveillance des effets biologiques par mesure de l'activité enzymatique EROD" et les teneurs en "arsenic et chrome dans les coquillages".

II. Le Réseau de suivi phytoplanctonique : REPHY

La surveillance des phénomènes phytoplanctoniques toxiques est effectuée depuis 1984 par un réseau de suivi et d'alerte, mis en place par l'IFREMER à la suite des corrélations établies entre les présences du dinoflagellé *Dinophysis sp.* dans les eaux de certaines baies de Bretagne Sud et les gastroentérites constatées chez les consommateurs des coquillages de ces régions.

Le réseau REPHY répond à un objectif général de collecte de données sur les populations phytoplanctoniques littorales, en vue d'acquérir des séries temporelles permettant d'étudier les phénomènes d'efflorescences et leur tendance d'évolution à long terme. Ses objectifs à court terme sont de détecter et suivre l'apparition d'espèces toxiques pour le cheptel et les consommateurs de coquillages et proposer à l'administration les mesures susceptibles d'en limiter au maximum les conséquences. Le réseau est constitué de 110 stations d'échantillonnage, comportant 37 points de suivi sur lesquels sont effectués des prélèvements systématiques toute l'année et 73 points d'alerte qui s'ajoutent aux points de suivi en cas d'apparition d'une espèce toxique.

En régime de "suivi" chaque station est visitée une fois par mois de septembre à avril et deux fois par mois le restant de l'année. Des échantillons d'eau sont prélevés en surface et subsurface et les examens phytoplanctoniques sont réalisés au microscope inversé sur échantillon vivant ou fixé au Lugol. Le dénombrement de l'ensemble des espèces phytoplanctoniques présentes dans l'échantillon, c'est-à-dire toxiques ou non, est réalisé tous les deux mois. En situation d'alerte, déclenchée par la présence d'espèces toxiques dans les stations de suivi, des prélèvements d'eau et coquillages sont effectués selon une fréquence hebdomadaire. Dans les échantillons d'eau sont effectués les dénombrements des espèces toxiques ou potentiellement toxiques. La toxicité des coquillages est testée par bioessai communément appelé "test-souris". En cas de suspicion de toxines diarrhéiques (acide okadaïque) des extraits d'hépatopancreas sont injectés intrapéritonéalement à des souris et leur temps de survie mesuré (3). En cas de présence de toxine paralysante des tests similaires sont pratiqués après extraction des chairs en milieu acide, selon une méthode normalisée (AOAC) (4).

Dans tous les cas où la toxicité est confirmée par le test souris, le préfet interdit par arrêté la commercialisation des coquillages du secteur incriminé. Selon le cas, la commercialisation d'une ou de toutes espèces peut être interdite. L'interdiction est levée lorsque successivement deux tests hebdomadaires se sont révélés négatifs, garantissant ainsi le consommateur contre des recrudescences momentanées du phénomène.

III. Le réseau national de surveillance microbiologique : REMI

Mis en place en 1988 le REMI a pour objectif de suivre l'évolution de la contamination bactériologique des eaux littorales par les germes indicateurs de contamination fécale, et de fournir des éléments d'information sur les causes des pollutions constatées : conditions météorologiques, mauvais fonctionnement des stations d'épuration d'eaux usées.... Il a permis l'extension du contrôle sanitaire des eaux conchylicoles à l'ensemble des eaux littorales métropolitaines. Il est constitué par un ensemble de stations permanentes réparties de façon systématique d'après des critères de risques intégrant des informations sur la production conchylicole et sur les sources de pollution (5). Sont ainsi couverts, 88 des 119 bassins hydrologiques du littoral par 345 stations, auxquelles viennent s'ajouter des stations d'alerte répondant à des problèmes locaux. Les stations permanentes sont échantillonnées selon une fréquence répondant à une stratégie régionale prenant en compte les résultats de quatre années de surveillance. De façon générale les zones à contamination constante (forte ou faible) sont échantillonnées trimestriellement, alors que celles soumises à de fortes fluctuations le sont mensuellement ou bi-mensuellement.

Les coliformes fécaux sont dénombrés par la méthode classique NPP (numération la plus probable) ou par conductance-métrie.

En période d'alerte, la stratégie d'échantillonnage prend en considération les conditions locales et aboutit à un accroissement du nombre de stations qui peuvent être échantillonnées de manière hebdomadaire ou bihebdomadaire. Dans certains cas le dénombrement des coliformes fécaux peut être complété par la recherche de micro-organismes pathogènes : salmonelles, vibrions... La stratégie d'alerte

correspond à des finalités de protection de la santé publique, alors que le réseau permanent a une vocation environnementaliste : indice de contamination bactériologique du milieu.

IV. Exploitation des résultats de la surveillance

Suivant les objectifs affectés aux réseaux, l'exploitation des résultats se fait à moyen terme à partir de séries chronologiques de données permettant l'évaluation des tendances (RNO), ou à très court terme pour répondre à des besoins de protection de la santé publique (REPHY, REMI).

A. Evaluation des tendances

Une première synthèse des niveaux et tendances des paramètres mesurés par le RNO a été présentée dans l'édition 1988 des travaux du RNO (6). En ce qui concerne les sels nutritifs, les résultats ont permis d'établir des différences saisonnières été-hiver et régionales à partir de droites de dilution en fonction de la salinité. Les teneurs les plus élevées en nitrates se rencontrent dans la baie de la Seine et dans la rade de Brest, les plus faibles en Gironde ; l'estuaire de la Loire occupant une position moyenne. Si l'on observe les courbes de dilution pour la période 1975, 1986, on remarque une tendance générale à l'accroissement des niveaux de nitrates dans les eaux ; en Rade de Brest elles montrent un doublement des niveaux en 10 ans.

Les niveaux de phosphates sont nettement plus élevés dans la baie de la Seine et dans la région de Dunkerque que dans la Gironde, l'estuaire de la Loire et la rade de Brest. On notera que, pour cette dernière, les concentrations en phosphates n'ont pas augmenté pendant la période considérée contrairement aux nitrates, marquant ainsi le caractère plus agricole qu'urbain des activités du bassin versant.

Les séries de données en métaux et polluants organiques dans les chairs de mollusques fournissent des éléments statistiques fiables, c'est-à-dire tenant compte des variations saisonnières, sur les niveaux de présence le long du littoral français. Le tableau 1 qui représente les concentrations minimales et maximales enregistrées pendant la période 1979-1987 dans les chairs de moule, pour les polychlorobiphényles, le mercure et le cadmium, montre des écarts très importants à l'intérieur d'une même région.

Comparées aux valeurs retenues par les conventions d'Oslo et Paris comme indicatrices de niveaux faibles, moyens ou fort, les moules du littoral français appartiennent aux niveaux faibles de mercure, moyen de cadmium et fort de PCB, lorsqu'on considère uniquement les valeurs maximales. L'examen par paramètre et site par site fait apparaître des teneurs localement élevées, par exemple pour les PCB dans la baie de la Seine et le cadmium dans la Gironde. Les origines industrielles de ces pollutions ont été identifiées et des mesures proposées pour les réduire.

Tableau 1 - Teneurs minimales et maximales dans les chairs de moules du littoral français exprimées en ug/kg de poids sec, période 1979-1987, et comparaison avec les niveaux de référence adoptés par les Conventions d'Oslo et Paris (adapté de 6).

	Manche-Atlantique	Méditerranée	Référence Oslo-Paris
PCB	17 - 1680	20 - 1545	fort (> 600)
MERCURE	20 - 290	10 - 490	faible (<600)
CADMIUM	140 - 2770	100 - 2110	moyen 2000 - 5000

Les teneurs élevées en plomb se rencontrent dans les estuaires de la Seine et de la Loire ainsi que sur le littoral méditerranéen compris entre le Rhône et la frontière italienne. Certains paramètres montrent une répartition géographique de la contamination très marquée. C'est le cas, par exemple du DDT, dont les teneurs dans les mollusques prélevés au sud de la Loire sont systématiquement plus fortes qu'au nord, ou de l'alpha HCH dont les concentrations sont très faibles sur l'ensemble du littoral, sauf dans la région de Marennes-Oléron.

Les tendances d'évolution calculées à partir des droites de corrélations niveaux-temps et du niveau de probabilité de la pente donnent des informations sur la signification statistique de la régression. Les résultats exhaustifs de cette étude ont été publiés dans le bulletin 1991 des travaux du RNO (7).

Les tendances les plus remarquables concernent le DDT et ses produits de dégradation pour lesquels les niveaux sont décroissants sur l'ensemble des stations échantillonnées. L'évolution des niveaux d'HCH fait apparaître une particularité singulière : on observe deux fois moins de tendances décroissantes chez l'isomère gamma utilisé comme insecticide (lindane) que l'isomère alpha qui constitue une impureté du lindane. La seule exception à cette évolution est constatée dans le bassin de Marennes-Oléron et sur la côte Nord de la Gironde où les concentrations en alpha HCH augmentent alors que celles de gamma HCH ne présentent pas de tendances significatives

Figure 1 (voir page 159) : Tendances d'évolution de la contamination (d'après 1)

En ce qui concerne les métaux une majorité de stations ne présente pas de tendance significative. On constate cependant que pour les métaux toxiques, mercure, plomb et cadmium, les tendances à l'accroissement sont rares et que certains sites particulièrement exposés présentent une amélioration sensible. C'est le cas du mercure dans la Seine, du plomb dans la Loire et du cadmium dans le Rhône (1). Le zinc et le cuivre se distinguent des autres métaux par un nombre de tendances en accroissement comparables à celles en décroissance.

Pour le cuivre, qui est un oligo-élément dont les teneurs dans les tissus des mollusques sont biologiquement régulés, l'accroissement des niveaux à certaines stations a pu faire l'objet d'une analyse approfondie. Ainsi a-t-on pu démontrer que pour certaines stations du bassin d'Arcachon l'accroissement des niveaux correspondait à la période où les peintures anti-salissures à base d'organo-étains ont été remplacées par des formulations à base d'oxyde de cuivre (8).

B. Rôle d'alerte

A ce titre on peut distinguer les alertes à finalités environnementales de celles qui mettent en jeu des procédures administratives destinées à assurer la protection des consommateurs contre les contaminations bactériennes et les phycotoxines. La surveillance des effets biologiques relève des premières alors que les réseaux REPHY et REMI contribuent aux secondes. Si les mesures des campagnes EROD sur les poissons permettent de différencier des zones d'exposition aux hydrocarbures polyaromatiques en accord avec les connaissances sur la courantologie et la qualité générale des eaux dans la baie de la Seine (figure 2), il est encore prématuré d'en tirer des enseignements sur les risques pour le fonctionnement des écosystèmes côtiers ou du large.

*Figure 2 (voir page 160) : Mesures de l'activité EROD dans les foies de *Limanda limanda* échantillonnées en baie de Seine*

Les risques liés à la contamination bactérienne des eaux littorales sont relativement faciles à circonscrire dans la mesure où les sources de pollution, rejets urbains ou épandages agricoles, sont identifiées. Le rôle d'alerte du REMI consiste donc à s'assurer que lors d'événements critiques, mauvais fonctionnement de stations d'épuration ou pluviométrie importante drainant les apports des bassins versants, la salubrité des zones exposées est maintenue. Ceci explique qu'un petit nombre de zones soient temporairement interdites à la consommation de coquillages.

Ce caractère prévisible de la salubrité bactérienne n'existe pas en ce qui concerne les phycotoxines marines, ces dernières n'ayant aucune corrélation directe avec des zones de rejet ou n'étant pas encore prévisibles à partir de situations hydroclimatiques définies. *Dinophysis spp.*, responsable d'intoxications diarrhéiques et *Alexandrium minutum* capable de provoquer des paralysies plus ou moins graves (neurotoxine) sont les deux espèces de dinoflagellés toxiques pour l'homme présentes dans les eaux littorales métropolitaines. En raison de la gravité des conséquences pour les consommateurs, gastro-entérites sévères ou paralysies respiratoires, les résultats des tests souris sont transmis aux autorités administratives quasiment en temps réel. Ceci se justifie pour l'extrême diversité de l'évolution spatiale et temporelle de la présence de *Dinophysis* et ses conséquences pour la toxicité des coquillages. La figure 3 qui rassemble pour les différents secteurs de Haute-Normandie les périodes de fermeture en 1989 montre qu'elles se sont échelonnées de mi-juillet à fin décembre avec des durées par zone variant entre deux et quatre mois (9).

Figure 3 (voir page 161) : Secteurs et périodes de fermeture en Haute-Normandie en 1989

Le tableau 2 recense les intoxications diarrhéiques potentiellement attribuables à la présence de *Dinophysis* depuis son apparition en 1983 dans la baie de la Vilaine et son implantation en 1987 en Méditerranée. On remarquera d'ailleurs qu'à cette dernière correspond une recrudescence des cas d'intoxication.

Tableau 2 - Nombre d'intoxications alimentaires imputables à *Dinophysis spp* et d'établissements d'expédition de coquillages fermés, depuis l'apparition du premier phénomène en 1983 et la mise en place du REPHY en 1984.

Années	Nombre d'intoxications	Nombre d'établissements fermés
1983	environ 4 000	
1984	environ 2 000	92
1985	quelques-unes	15
1986	environ 1 500	220
1987	environ 2 600	1313
1988	environ 300	188
1989	quelques-unes	45
1990	aucune	

V. Conclusion

L'ensemble des travaux de surveillance menés sur le littoral par l'IFREMER sont placés sous la responsabilité d'une seule équipe dont les liens sont structurellement établis avec les laboratoires de recherche traitant de la chimie des contaminants, de la microbiologie marine et des phycotoxines. Cette organisation a pour objectif d'harmoniser les principes stratégiques qui sous-tendent des réseaux d'origine et de nature différentes, ainsi que d'optimiser leur mise en œuvre opérationnelle. Le rapprochement avec la recherche facilite la nécessaire évolution des méthodes et assure la meilleure interprétation possible des séries de données chronologiques.

Les résultats recueillis par le RNO, le REMI et le REPHY concernent directement le ministère de l'Environnement, les services du ministère de l'Agriculture chargés de la Mer et le ministère de la Santé. La publication en 1993 d'une synthèse des résultats des trois réseaux (1) met à disposition des ministères concernés et organismes gestionnaires de la qualité des eaux littorales des informations permettant de juger, zone par zone, de l'état de la qualité du milieu marin et de son évolution.

VI. Bibliographie

1. IFREMER : Qualité du milieu marin littoral, 1993, 241 p.
2. Ministère de l'Environnement - IFREMER : Surveillance du milieu marin - Travaux du RNO - édition 1994, 32 p.
3. C. MARCAILLOU - LE BAUT, D. LUCAS et L. LE DEAN : *Dinophysis acuminata* toxin : status of toxicity bioassays in France - Toxic dinoflagellates - Anderson, White and Baden Eds. Elsevier, pages 485 à 488.

4. Association of official Analytical Chemist : Procedure 18.086 - 18.092 - official Methods of Analysis, 1984, 14ème édition.
5. L. MIOSSEC : Mise en place d'un réseau de surveillance microbiologique du littoral français - Rapport IFREMER 90.03 CSRU - Nantes, 1990, 100 p.
6. Ministère de l'Environnement - IFREMER : Surveillance du milieu marin - travaux du RNO - édition 1988, 35 p.
7. Ministère de l'Environnement - IFREMER : Surveillance du milieu marin - Travaux du RNO - édition 1991, 32 p.
8. D. CLAISSE et Cl. ALZIEU : copper contamination as a result of antifouling paint regulation ? Marine Pollution Bulletin, 1993, 26, 7 pages 395 - 397.
9. J. LEGRAND : Bilan du réseau de surveillance phytoplanctonique en Normandie (1989-1992) - Rapport IFREMER DEL 94.09, 60 p.

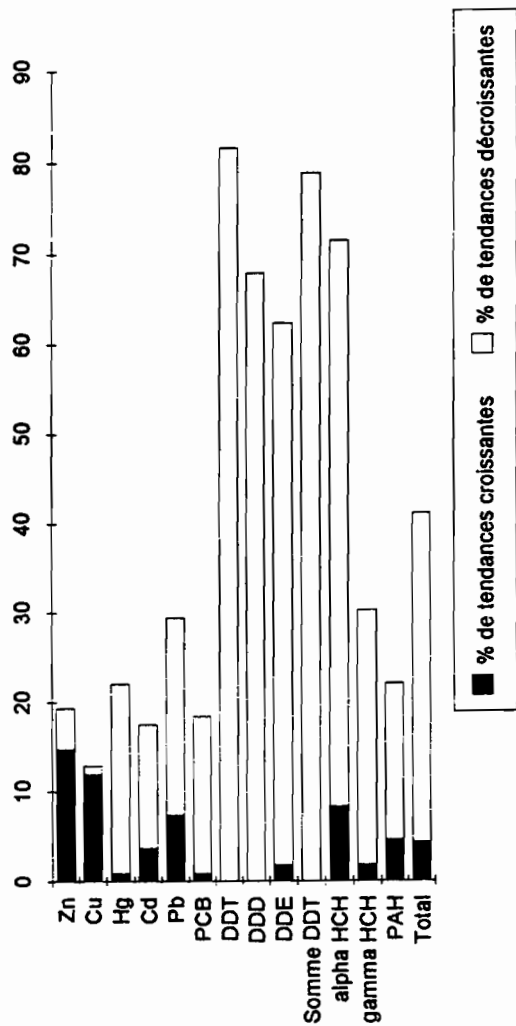


Figure 1 - Tendances d'évolution de la contamination (d'après 1)

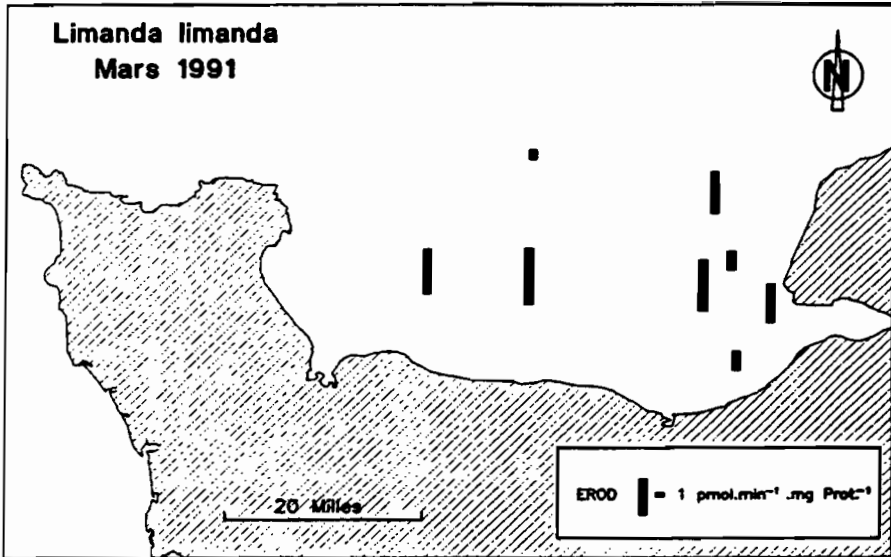


Figure 2 - Mesures de l'activité EROD dans les foies
de *Limanda limanda*
échantillonnées en baie de Seine

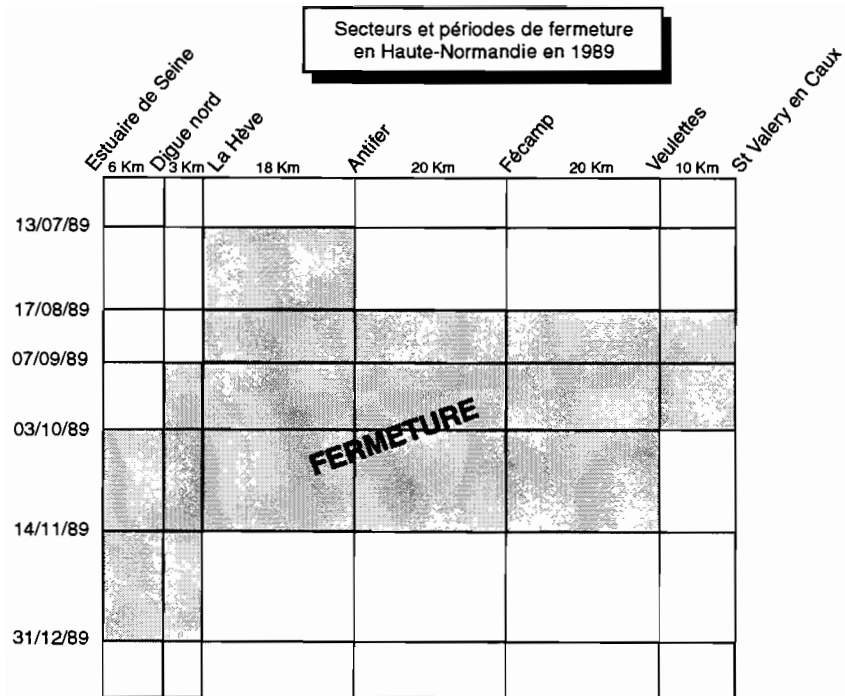


Figure 3 - Secteurs et périodes de fermeture en Haute-Normandie en 1989

**Les réseaux d'alerte :
expérience de la Lyonnaise des Eaux**

**Warning networks :
the Lyonnaise des Eaux's Experience**

Nadine DUMOUTIER²

**Responsable du Service Biologique
Lyonnaise des Eaux - CIRSEE
(Centre international de recherche sur l'eau et l'environnement)**

Résumé

La Lyonnaise des Eaux, gestionnaire de distribution d'eau et d'assainissement, a mis en place cinq stations d'observation dans les Hauts-de-Seine qui font l'objet d'un réseau d'alerte APES (Alerte sur la pollution des eaux de surface). Ces stations d'observation assurent la mesure en continu de paramètres physico-chimiques et biologiques pour évaluer les risques potentiels de pollution, détecter en temps réel des variations de la qualité des eaux et constituer une alerte pour le traitement. Elles sont des observatoires de la qualité du milieu naturel et du suivi de l'impact des politiques d'assainissement et permettent à la Lyonnaise des Eaux d'offrir des services de diagnostic, de surveillance et d'entretien des milieux naturels.

Abstract

The Lyonnaise des Eaux, manager of water distribution and cleansing, set up five monitoring stations, in the Hauts de Seine department, which are involved in an APES (Alerte sur la pollution des eaux de surface) warning network. These monitoring stations continuously measure physico-chemical and biological parameters in order to assess the potential risks of pollution, detect in real time the variations of water quality and act as a warning for the treatment. They are observatories of the quality of the natural environment and of the monitoring of the impact of the cleansing policies. They also give opportunities to the Lyonnaise des Eaux to offer diagnosis, monitoring and maintenance services of the natural environments.

I. Introduction

L'eau est un bien naturel et précieux, en perpétuel mouvement, elle est le vecteur privilégié de la vie et de l'activité humaine. La Lyonnaise des Eaux assure depuis plus de 100 ans un service public de distribution et d'assainissement de l'eau.

Les eaux souterraines et les eaux de surface sont donc utilisées en tant que ressource ou matière première pour produire, après traitement plus ou moins complexe, une eau potable destinée à la consommation humaine. Les eaux usées collectées sont épurées avant rejet dans le milieu naturel. Ceci constitue un cycle où l'eau est en transformation permanente. L'écosystème aquatique est complexe, au carrefour de la physique, de la chimie et de la biologie. Les variables biologiques interagissent entre elles au travers des relations de prédation et de compétition mais elles sont aussi dépendantes des facteurs abiotiques. Ainsi, chaque espèce vivante réagit différemment à la température, salinité, lumière, turbidité, oxygène dissous...

II. Les réseaux d'alerte

La qualité de l'eau potable est l'objectif n° 1 de tout service des eaux. La sécurité du consommateur l'exige. L'eau destinée à la consommation humaine fait l'objet d'un contrôle réglementaire sérieux. Si les traitements appliqués sont aujourd'hui relativement bien maîtrisés, ils sont assujettis en partie à la qualité des eaux brutes. Or, les ressources sont de plus en plus vulnérables avec l'augmentation croissante de l'activité humaine. De nombreux produits utilisés dans la vie domestique quotidienne, dans l'industrie ou en agriculture contribuent à dégrader la qualité de notre environnement et notamment la qualité des eaux.

L'installation de stations d'observation de la qualité des eaux permet par la mesure en continu de paramètres physico-chimiques d'évaluer les risques potentiels de pollution, de détecter en temps réel des variations de la qualité des eaux et constituer ainsi une alerte pour le traitement. Elles sont implantées soit en amont de prises d'eau de surface, à proximité des usines de production d'eau potable, soit sur un champs captant lorsque l'eau potable est produite à partir d'une nappe alluviale, soit d'une zone urbaine ou industrialisée où les risques de pollutions accidentelles ou chroniques sont importants. Elles contrôlent en continu des paramètres classiques tels que température, pH, couleur, turbidité, oxygène dissous, conductivité, ammoniacque, nitrites, nitrates, matières organiques ou des polluants potentiels tels que hydrocarbures, métaux lourds (plomb, cadmium, cuivre, zinc, nickel, chrome). Sur le plan biologique, elles sont équipées d'un détecteur en continu : le truitosem. Ce détecteur mesure par effet doppler l'activité d'une quinzaine de truitelles dont le mouvement est transformé en un signal sonore audible et en un signal analogique 4-20 mA. En cas de pollution, la modification du comportement des animaux entraîne une variation du signal sonore et électrique, déclenchant aussitôt une alarme. Les mesures de pH et de l'oxygène dissous, mesures rapides et automatisées, renseignent quant à l'évolution quantitative des algues et sont donc des outils indirects de variables biologiques.

Les cinq stations d'observation situées dans les Hauts de Seine font l'objet d'un réseau d'alerte APES (Alerte sur la pollution des eaux de surface) (cf. figure 1). APES est un réseau de traitement et de consolidation des données recueillies sur chacune des stations permettant une communication amont-aval entre distributeurs pour alerter en cas de pollution ou prévenir toute évolution de la qualité d'eau à plus long terme. C'est aussi un réseau d'informations grand public.

Parfois des déversements exceptionnels entraînent des pollutions accidentelles dont les conséquences peuvent être graves. Pour s'en prémunir, un modèle mathématique "Pollux" a été développé. Il permet de simuler le temps de propagation et la concentration d'un polluant dans un cours d'eau en tout point aval

de son lieu de déversement. Il prend en compte des caractéristiques morphologiques de la rivière, l'ensemble des données connues au moment de l'incident = localisation de la pollution, nature et caractéristique du polluant, volume déversé, débit de la rivière.

Les stations d'observation sont également des observatoires de la qualité du milieu naturel et donc du suivi de l'impact des politiques d'assainissement. En effet, les rejets de stations d'épuration peuvent aussi contribuer à polluer les rivières. Des efforts considérables sont aujourd'hui menés en assainissement (cf. figure 2) : amélioration des traitements, dimensionnement approprié des nouvelles installations, prise en compte des déversements d'eaux pluviales, réhabilitation des stations existantes, automatisation des stations pour augmenter leur fiabilité, etc. Le développement de la modélisation et de l'informatique avancée offrent de nombreux outils permettant de répondre à ces besoins : logiciels permettant de simuler les écoulements et dimensionner les réseaux d'assainissement, de gérer des dysfonctionnements des stations...

La Lyonnaise des Eaux participe également à de nombreux programmes de recherches notamment "GPQE" (Grand Programme de Qualité Epuration des eaux) sous l'égide des ministères de l'Environnement, des Industries et de la Recherche et travaille à la caractérisation des rejets de stations d'épuration et leur influence sur le milieu naturel.

III. Conclusions

Afin de protéger la santé humaine et le milieu naturel, les gestionnaires de distribution d'eau et d'assainissement ont un besoin de contrôle et de connaissance de la qualité du milieu naturel. Des réseaux de surveillance coordonnés entre différents partenaires sont mis en place à des fins d'alerte de pollutions accidentelles et de suivi d'évolution de qualité à plus long terme pour envisager des politiques de nouvelles gestions. De plus, un système de communication est parallèlement établi pour informer les intervenants voire le grand public.

Par ailleurs, un effort considérable est mené en assainissement afin de minimiser l'impact des rejets sur le milieu naturel et des études de recherche sont en cours afin de mieux comprendre le devenir des polluants et leur impact.

Les indicateurs biologiques encore peu utilisés, seront davantage pris en compte dans la caractérisation des milieux naturels, la physico-chimie montrant ses limites. Le besoin devient croissant devant la demande des collectivités locales à la gestion d'étangs, de lacs et de rivières. Dès maintenant, des distributeurs d'eau tels que la Lyonnaise des Eaux offrent des services de diagnostic, de surveillance et d'entretien des milieux naturels.

Fig. 1 Réseau d'observation de la Seine

STATION D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DU CHAMP CAPTANT D'AUBERGENVILLE

Analyse de 12 paramètres :

.Physico-chimiques : hydrocarbures, ammonium, cadmium, plomb, cuivre, chrome, nickel, zinc, matières organiques, couleur et solvants organiques (prototype Lyonnaise des Eaux-Dumez)

.Biologique : activité de truitelles

STATION D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE SURESNES

Analyse de 18 paramètres :

Physico-chimiques : hydrocarbures, ammonium, cadmium, plomb, cuivre, chrome, nickel, zinc, matières organiques, couleur, pH, température, oxygène dissous, orthophosphates, potentiel rédox, phénols, turbidité.

Biologique : activité de truitelles.

Station d'observation de la qualité des eaux

Usine de traitement d'eau potable

Champ captant

Base de données

STATION D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE CHATOU

Analyse de 14 paramètres :

Physico-chimiques : orthophosphates, ammonium, cadmium, plomb, cuivre, chrome 6, nickel, zinc, turbidité, pH, température, conductivité, potentiel rédox, oxygène dissous

STATION D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE RUEIL-MALMAISON et D'ISSY-LES-MOULINEAUX

Analyse de 8 paramètres :

.Physico-chimiques : orthophosphates, pH, température, turbidité, oxygène dissous, potentiel rédox, ammonium, conductivité.

STATION D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE VILLENEUVE-LA-GARENNE

Analyse de 8 paramètres :

Physico-chimiques : orthophosphates, pH, température, turbidité, oxygène dissous, potentiel rédox, ammonium, conductivité

STATION D'OBSERVATION DE LA QUALITE DES EAUX DE NANDY

Analyse de 19 paramètres :

.Physico-chimiques : hydrocarbures, ammonium, cadmium, plomb, cuivre, chrome 6, nickel, zinc, radioactivité gamma, radioactivité bêta, matières organiques, carbone organique total, couleur, pH, température, turbidité, oxygène dissous, conductivité.
.Biologique : activité de truitelles.



LE PROTECTION DES MILIEUX NATURELS PAR LA MAITRISE DES TECHNIQUES D'ASSAINISSEMENT

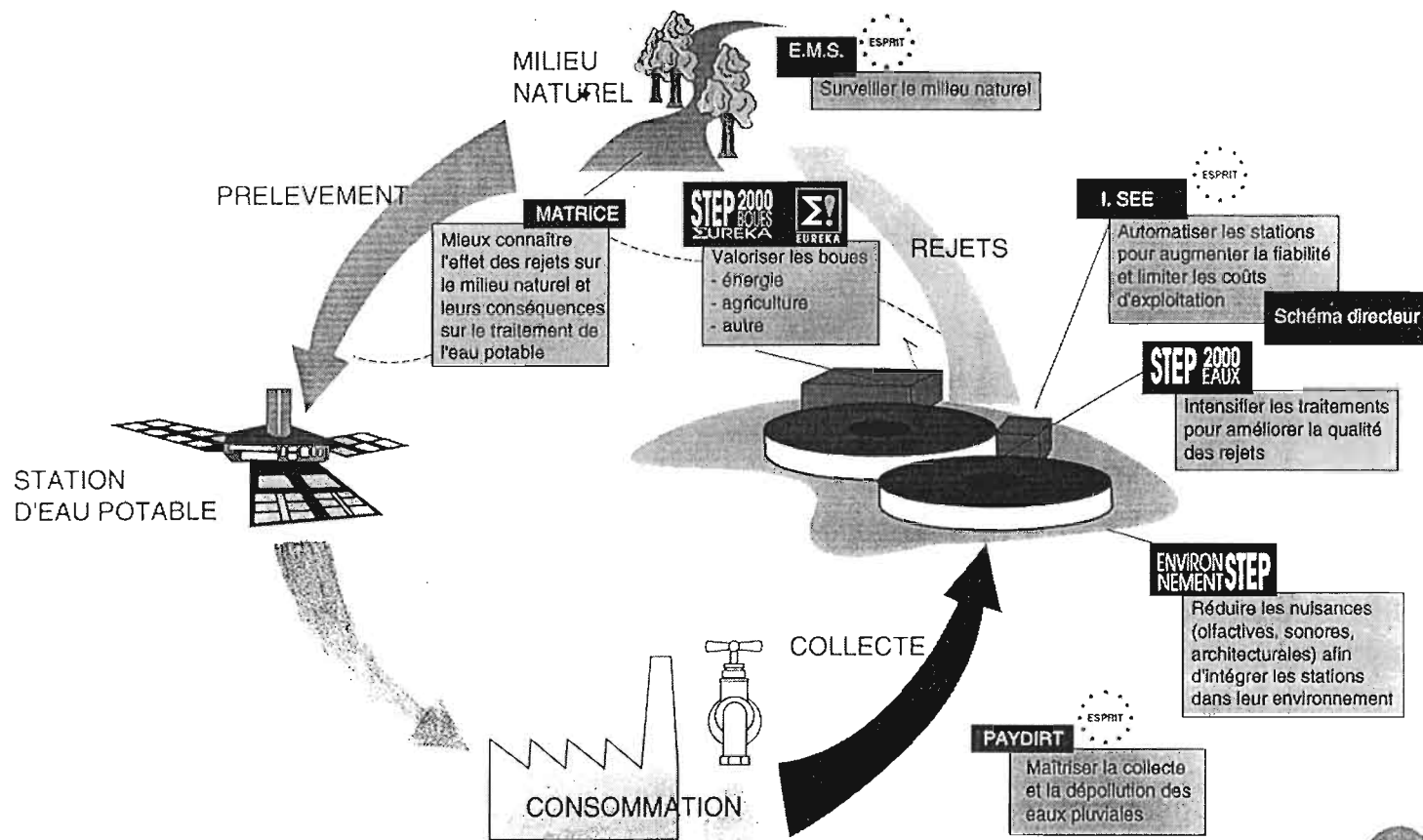


Fig. 2 - Protection des milieux naturel par la maîtrise des techniques d'assainissement



Bioindicateurs pour la prévision, le diagnostic et les constats d'impact

Président de séance :

Patrick BLANDIN

*Ministère de l'enseignement supérieur et de la recherche
Professeur au Muséum d'histoire naturelle*

**Sur l'utilisation des diatomées dans le diagnostic biologique
de la qualité des eaux courantes
Intérêt et limites des indices**

**On the use of diatoms for the biological diagnosis of running
water quality : importance and limits of the indices**

Michel COSTE

Chargé de Recherche, Cemagref Bordeaux
Division Qualité des eaux

Résumé

Les diatomées sont considérées comme d'excellents bioindicateurs de la qualité des eaux courantes en raison de leur sensibilité aux conditions environnementales. Elles sont souvent sollicitées en raison d'un moindre coût de mise en œuvre et chaque fois que l'application des autres méthodes biologiques est difficile ou impossible. Leur utilisation conserve néanmoins un caractère expérimental perceptible dans l'abondance des méthodes indicielles proposées. Un tour d'horizon des principales méthodes utilisées en Europe est complété par un examen de leurs limites d'application. Les principaux obstacles à la diffusion de telles méthodes résident d'une part dans l'absence de formation à une systématique dont l'évolution rapide nécessite un support informatique et d'autre part, dans les problèmes posés par l'absence d'échantillonnage normalisé. A l'intérieur de ce groupe, la recherche de bioindicateurs spécifiques reste liée aux progrès de l'écotoxicologie et celle d'indicateurs de fonctionnement aux possibilités d'automatisation des numérations.

Abstract

Diatoms are considered to be excellent bioindicators of the quality of the running water due to their sensitivity to environmental conditions. They are often used due to the lower cost of their use and whenever the application of other biological methods is difficult or impossible. Nevertheless, their use is experimental, as is shown by the great number of the rating methods proposed. An overall review of the main methods used in Europe is completed with the assessment of their application limits. The main obstacles to the diffusion of such methods lies on the one hand, in the lack of training in systematics whose rapid evolution requires a computer support, and on the other hand, to the problems coming from the lack of a standardized sampling. Inside this zoological group, the search for specific bioindicators remains linked to the progress in ecotoxicology and the search for operating indicators depends on the automatization possibilities of numerations.

Les diatomées, algues microscopiques à vaste distribution, sont reconnues depuis longtemps comme d'excellents bioindicateurs de la qualité des eaux courantes. Elles sont souvent sollicitées en raison d'un moindre coût de mise en œuvre et chaque fois que l'application des autres méthodes biologiques est difficile

ou impossible (milieux canalisés). Leur utilisation conserve néanmoins un caractère expérimental perceptible dans l'abondance des méthodes indicielles proposées en regard du faible nombre d'utilisateurs.

Souvent considérées à tort comme organismes intégrateurs à court-terme, elles paraissent particulièrement adaptées à la surveillance biologique des réseaux de mesures des agences de l'Eau, en complément des invertébrés benthiques, comme le soulignent les récentes investigations menées sur les bassins Artois-Picardie et Rhin-Meuse.

Un tour d'horizon des principales méthodes utilisées en Europe est complété par un examen de leurs limites d'application. Les tentatives de simplification visant à faciliter leur mise en œuvre, sont discutées en terme de fiabilité et de précision ainsi que leurs répercussions sur l'expression de la qualité biologique.

Les principaux obstacles à la diffusion de telles méthodes résident d'une part dans l'absence de formation à une systématique dont l'évolution rapide nécessite un support informatique et d'autre part, dans les problèmes posés par l'absence d'échantillonnage normalisé.

A l'intérieur de ce groupe, la recherche de bioindicateurs spécifiques reste liée aux progrès de l'écotoxicologie et celle d'indicateurs de fonctionnement aux possibilités d'automatisation des numérations.

L'expression globale de la qualité biologique inclut celle de l'habitat, difficile à appréhender à l'aide des diatomées seules (exception faite des effets duamage). Elle implique donc l'intégration des réponses de l'ensemble des composantes biologiques de l'écosystème et pose le problème de l'optimisation du choix des compartiments à retenir.

Introduction

La prise en compte des algues et plus particulièrement des diatomées, dans le diagnostic de qualité des eaux n'est pas récente mais elle a subi un essor important au cours des vingt dernières années avec les progrès de la systématique et de l'informatique. Dans notre pays, la création du ministère de l'Environnement, des agences de l'Eau, le programme d'équipement électronucléaire d'Electricité de France et son cortège d'études d'impact et de suivi ont contribué à ce regain d'intérêt illustré par une abondante bibliographie consacrée à ces méthodes [1], [2], [3], [4], [5], [6].

En tant que producteurs primaires, elles sont à la base de l'édifice trophique et toute altération de leur composition entraîne des répercussions plus ou moins immédiates sur l'ensemble des biocénoses. Moins souvent citées que les Invertébrés, elles figurent pourtant dès le début du siècle, dans le système des saprobies [7] et contribuent à la caractérisation de la charge organique aux côtés des autres organismes aquatiques (poissons, invertébrés, macrophytes, champignons, bactéries). L'élaboration de diagnostics plus détaillés à partir de leurs caractéristiques écologiques n'apparaîtra que bien plus tard [8] [9],[10] pour aboutir enfin à une expression numérique de la qualité de l'eau sous forme d'indices globaux [11], [12].

Les difficultés liées à l'identification des algues sont nombreuses et deux tendances se sont rapidement dégagées lors des choix méthodologiques : utilisation de toutes les familles d'algues à un niveau de reconnaissance restreint (genre), accessible à des personnels techniques ou sélection d'un groupe taxinomique identifié au niveau spécifique ou infraspécifique impliquant un degré de spécialisation et des coûts de formation plus élevés. Le choix des diatomées relève de cette dernière démarche et leur succès relatif réside autant dans la qualité des informations recueillies que dans les difficultés soulevées par la mise en œuvre des autres méthodes.

En dépit d'une évolution importante des techniques d'interprétation des données d'inventaires et d'une volonté marquée des gestionnaires de réduire les coûts d'investigations, ces disciplines conservent une connotation passéiste au sein des instances de la recherche qui préconisent des approches plus modernes (biochimie, biologie moléculaire, génétique).

I. Les diatomées en tant qu'organismes bioindicateurs

Pour Blandin [1] un indicateur biologique est un "organisme ou ensemble d'organismes qui - par référence à des variables biochimiques, cytologiques physiologiques, éthologiques ou écologiques - permet de façon *pratique et sûre* de caractériser l'état d'un écosystème ou d'un éco-complexe et de mettre en évidence aussi précocement que possible leurs modifications naturelles ou provoquées". Cette définition souligne s'il en est besoin l'ambiguïté de l'utilisation des diatomées en tant que bioindicateur car l'appréciation de la qualité de l'eau de manière "sûre" n'est évidente que dans les situations extrêmes. La plupart du temps, le diagnostic est nuancé et l'aspect "pratique" des numérations échappe à l'opérateur.

Les diatomées ou bacillariophycées appartiennent à l'embranchement des chromophytes (algues brunes) et regroupent plus de 7000 espèces dans les eaux douces et saumâtres. Leur systématique est fondée sur l'ornementation très variable du squelette siliceux (frustule).

Algues microscopiques prédominantes dans les eaux courantes des sources à l'embouchure, elles participent activement aux processus d'auto-épuration et semblent tout naturellement désignées pour caractériser la qualité des eaux des milieux lotiques. La persistance des valves siliceuses au niveau des sédiments lacustres en fait d'excellents témoins des conditions passées et permet après datation, de reconstituer les conditions environnementales (trophie, climat, acidification, etc.). Leur caractère intégrateur très variable est lié à leur pérennité ; (la fréquence des divisions peut varier d'une heure à quelques mois selon les espèces). Cette multiplication végétative s'accompagne d'une réduction de taille, interrompue par un processus de reproduction sexuée (auxosporulation) avec régénération de la taille initiale. Les peuplements de petite taille traduisent toujours des stratégies de colonisations rapides et des conditions d'instabilité. Les distributions en classes de taille sont l'objet d'une attention particulière en planctologie car elles permettent d'expliquer des migrations verticales ou des compétitions inter-spécifiques ([13], [14]).

Les raisons du choix des diatomées ont souvent été discutées mais toujours par des algologues ([15], [16], [17]).

Le tableau (*cf. annexe 1, page 189*) résume les principaux avantages et inconvénients liés à leur utilisation.

Parmi les critères généralement retenus, leur omniprésence dans les milieux même les plus inhospitaliers, leur rémanence (persistance des valves après la mort de la cellule) et leur grande diversité sont considérés comme des atouts majeurs. La nécessité de nettoyer ces algues avant observation pour les débarrasser de leur matière organique a fait l'objet de nombreuses critiques portant sur l'impossibilité de distinguer les formes vivantes des cellules mortes, l'inégale séparation des deux valves d'un frustule entraînant un biais lors des comptages ou le risque de contamination par des éléments extérieurs. La réalisation de montages permanents permet cependant un archivage facile fort utile pour des investigations à long terme.

II. Eléments de diagnostic et choix des méthodes

Les méthodes biologiques impliquant algues ou invertébrés sont fondées sur "l'application du principe général de causalité à la dynamique des communautés" [18]. Elles s'appuient sur la coexistence dans les systèmes lotiques de formes de sensibilités différentes vis-à-vis du phénomène général de pollution, les plus sensibles régressant au profit des plus résistantes au fur et à mesure que la dégradation du milieu s'accroît et réciproquement. Au contraire des invertébrés, les diatomées présentent la particularité d'être plus sensibles à la qualité de l'eau qu'à celle de l'habitat. Leur pouvoir intégrateur très variable selon les espèces offre une gamme importante de possibilités d'interprétation. Les principales méthodes dont les indices ne constituent qu'une expression numérique s'appuient sur la structure des communautés (diversité spécifique), les caractéristiques autécologiques ou synécologiques.

A. Biodiversité et structure des communautés

Les indices établis à partir de modèles de distributions théoriques constituent des outils pratiques pour la mise en évidence des perturbations les plus marquées dans les écosystèmes. L'indice de Shannon [19] et la régularité (rapport de la diversité observée à l'équirépartition) sont parmi les plus fréquemment utilisés. (*cf. annexe 2, page 189*)

L'étude de la structure des peuplements a donné lieu à divers types de représentations graphiques : diagrammes rangs-fréquences, appliqués aussi bien aux milieux lacustres que potamiques [20], [21], [22] ou encore courbes de distribution log-normales des communautés récoltées sur substrats artificiels [23]. Une technique de dénombrement de séquences d'individus différenciés sans identification a même été proposée pour les non biologistes [24].

Le calcul de la diversité spécifique implique un échantillonnage quantitatif normalisé et un effort de recherche constant. Il permet la mise en évidence des

effets toxiques, mais ne rend pas compte du remplacement d'une espèce par une autre et doit nécessairement être couplé à une approche qualitative. Chez les diatomées, le critère d'abondance-dominance est préférable à celui de présence-absence pour compenser les effets de la dérive (drift) ou des présences aléatoires imputables à des organismes migrateurs ou introduits. En raison de ce "bruit de fond", il est préférable de réserver l'étude de la biodiversité à l'échelle d'un bassin versant ou à des investigations à long terme.

B. Caractéristiques autécologiques

L'interprétation de la composition d'un relevé biologique passe par la connaissance des exigences écologiques des espèces dominantes, cet objectif est souvent déçu par la complexité des phénomènes entrant en jeu dans la distribution des espèces en milieu naturel.

Les principales classifications se réfèrent au système des saprobies [7], révisé par Sladeczek [25] alors que diverses listes de bioindicateurs ont été établies pour les niveaux trophiques, le pH, l'oxygénation ou l'habitat [8], [9], [26], [27]. Ces divers classements ont donné lieu à la réalisation de compilations exhaustives [28], [10], [29], [30], [31]. La consultation informatisée de telles bases de données permet de connaître instantanément les proportions des différentes catégories d'espèces et leurs affinités à l'intérieur d'un relevé. La connexion à des systèmes de cartographie automatique ou à des systèmes d'information géographique (S.I.G.) constitue une possibilité originale de visualisation des principaux types de pollutions (organiques, salines ou acides).

Aussi bien en milieu lotique que lacustre, ce type d'approche est à l'origine de nombreux indices dits spécialisés par opposition aux indices globaux, directement calculés à partir des rubriques de chaque spectre : indices pH ([32], [30]), indices trophiques ([33], [34], [35]) ou indices de salinité ([27]). De nombreuses applications existent également en paléolimnologie comme les reconstitutions de pH [36], [37].

L'acquisition des connaissances écologiques a fait l'objet de nombreuses compilations bibliographiques, mais elle se heurte à la fiabilité des systématiciens qui les ont recensées, à la validité des mesures physico-chimiques associées (lorsqu'elles existent) et à l'expression de l'abondance des espèces.

Exemple de spectres écologiques proposés par Van Dam 1994 pour plus de 900 taxons

(cf. annexe 3, page 190)

C. Caractéristiques synécologiques

Ces approches sont dérivées des méthodes phytosociologiques [38] ou des analyses biocénétiques. La confrontation d'un tableau de relevés biologiques aux résultats des analyses physico-chimiques à l'aide d'analyses multivariées aboutit à la caractérisation d'un gradient de pollution globale. La distribution des espèces le long de ce gradient, permet de classer les taxons en fonction de leur sensibilité globale (ordination et partition)

Cette démarche utilisée par de nombreux diatomistes, [40], [41], [42], [43] donne des résultats très variables selon les jeux de données disponibles et ne peut être validée qu'après application à une aire géographique suffisamment étendue. Le développement récent des techniques d'analyse de données a largement contribué à une meilleure exploitation des inventaires ([44], [45], [46], [47])

(cf. annexe 4, page 191)

Les principales méthodes indicielles

Elles font appel à l'abondance des taxons, leur sensibilité globale et à leur optimum de développement. La connaissance de l'amplitude écologique permet de définir la valeur "indicatrice" ou degré de sténoécie. Elles s'appuient également sur la recherche implicite d'un état de référence de plus en plus utopique ou théorique. Sensibilité et valeur indicatrice peuvent être déterminées de manière empirique à partir des pourcentages d'occurrence dans des conditions précises relevées dans la littérature scientifique [25], [48] ou calculées sur des jeux de données volumineux.

(cf. annexe 5, page 191)

Trois grands types de formulation peuvent être distingués

- Les moyennes pondérées entre abondance, sensibilité et valeur indicatrice

La proposition la plus élaborée fut celle de Zelinka & Marvan [49] initialement conçue pour l'appréciation de la charge organique dans le système des saprobies. Cette formule est reprise à quelques variantes près par de nombreux auteurs [41], [50], [51], [48].

Les différences dans les estimations dépendent du nombre de taxons classés, du choix des valeurs de sensibilité spécifiques de la pondération accordée à la valeur indicatrice.

Indice de Zelinka & Marvan [49] modifié [41], [51], [48], [50]

(cf. annexe 6, page 192)

L'indice Descy [41] mis au point sur la Meuse belge, permet d'obtenir une note variant de 1 à 5 pour chaque relevé qui peut être interprétée de la manière suivante :

Qualité bonne	ID > 4,5	pollution nulle
à acceptable	ID = 4,5 - 4,0	pollution ou eutrophisation faible
	ID = 4,0 - 3,5	eutrophisation modérée
Qualité	ID = 3,5 - 3,0	pollution moyenne ou eutrophisation importante
mauvaise à	ID = 3,0 - 2,0	pollution forte
très mauvaise	ID = 1,0 - 2,0	pollution très forte

L'indice de polluo-sensibilité spécifique (IPS) [51] présente la particularité d'utiliser toutes les espèces quelles que soient leurs exigences écologiques (ubiquité) ou leur origine (planctonique, benthique). Il constitue un outil de mise au point évolutif au fur et à mesure de l'amélioration des connaissances et a fait l'objet de nombreuses mises à jour depuis sa création.

L'indice diatomique générique ou IDG [51], de formule identique, tente de répondre au souci de simplification des questionnaires en limitant les identifications au niveau du genre. Il a subi depuis plusieurs modifications mettant à profit de nouvelles classifications [52] avec scission de *Navicula* et *Nitzschia*. en plusieurs nouveaux genres.

L'indice de Sladeczek [50] est un indice saprobique (qui varie de 0 à 4) dont la notation a été transformée en note de qualité d'eau par simple inversion.

L'indice de Leclercq & Maquet [48] mis au point sur le bassin de la Samson en Belgique, est caractérisé par une valeur indicatrice (v) qui varie de 1 à 5 .

Tous ces indices sont ramenés à une note comprise entre 1 et 20 dans le sens des qualités d'eau croissantes afin d'effectuer des comparaisons.

- Combinaison de groupes de sensibilité

Reprenant le principe de l'utilisation des "espèces différentielles" [53], une estimation mixte du niveau trophique et de la pollution globale à partir de la dominance de 7 groupes de sensibilité regroupant plus de 300 taxons est proposée par Steinberg & Schiefele [54] puis modifiée en 1991 [55]. Les essais d'application en France montrent des lacunes dans l'éventail des intervalles de dominances. La pondération entre abondance et niveau trophique aboutit à des indices beaucoup plus fiables et revient à classer cette technique dans le groupe précédent.

(cf. annexe 7, page 192)

Watanabe [56] effectue des corrélations entre la DBO₅ et le développement des diatomées dans plusieurs rivières japonaises avant d'établir un premier classement de 226 espèces en trois groupes : tolérantes, indifférentes et intolérantes restreint en 1990 à 29 taxons saprophytes et 58 saproxènes[57]. Il propose alors le calcul du "Diatom assemblage index" (DAI)

(cf. annexe 8, page 192)

Testé à titre expérimental par le Cemagref, sur les stations du RNB, cet indice donne des résultats difficiles à interpréter car peu corrélés aux autres résultats. Les causes sont à rechercher au niveau des espèces retenues qui sont souvent endémiques du Japon ou halophiles.

Les grilles indicielles (type indice biotique)

Ce type d'approche tente de prendre en compte la succession normale des communautés dans un écosystème théorique d'eau courante (succession typologique). Plusieurs grilles de qualité calquées sur celle des indices biotiques ont été proposées par sur la Seine et le Rhône. L'extension de cette méthode a nécessité l'adjonction de nouvelles espèces indicatrices et une grille utilisant 250 taxons a été proposée comme "norme" dans le cadre d'un contrat CEE [58] après avoir été testée sur plus de 300 cours d'eau européens.

(cf. annexe 9, page 193)

Horizontalement figurent huit groupes d'espèces relativement euryèces classées dans l'ordre des sensibilités décroissantes. Verticalement quatre sous-groupes de taxons plus sténoèces représentés dans l'ordre de succession théorique amont-aval (minéralisation croissante). La note est obtenue en effectuant la somme des % des espèces repères représentées dans l'échantillon et le calcul des groupes et sous-groupes moyens. Il suffit alors de lire sur la grille la note correspondante ou d'effectuer le calcul : $ID = 12 - (SGM + GM)$ où SGM et GM = sous-groupe et groupe moyens (initialement médians). La note finale qui varie de 0 à 10 est transformée en note/20.

Tous les indices précédemment décrits ont fait l'objet d'une programmation sur ordinateurs PC & Macintosh. Le logiciel OMNIDIA diffusé par CLCI [59] permet la gestion et la saisie d'inventaires codifiés, celle des dénominations d'espèces et leurs synonymes ainsi que le calcul en routine de huit indices diatomiques et deux indices de diversité.

III. Fiabilité et limites d'application

L'informatisation des données d'inventaires avec codification des dénominations et mise à jour des synonymies a facilité des confrontations de plus en plus nombreuses entre les indices et les paramètres mésologiques.

A. Relations entre indices

Indépendamment des problèmes liés à la représentativité de l'échantillonnage, la fiabilité et la reproductibilité des méthodes indiciaires dépend du choix et du nombre des indicateurs retenus, de la connaissance des exigences écologiques (choix des valeurs de s et v), du niveau d'identification préconisé (ordres, familles, genres, espèces, variétés, morphotypes.)

Diverses applications au réseau hydrographique français ont confirmé la bonne sensibilité des méthodes utilisant le plus grand nombre d'espèces et le niveau d'identification le plus élevé.

Un test de comparaison portant sur 3100 relevés effectués sur des cours d'eau européens permet de sélectionner les indices actuellement les plus performants.

Nombre de taxons pris en compte par les différentes méthodes

INDICE	IPS	GDI	DES	SLA	ILM	CEE	HLB	FAB	WAT1	WAT2
Nbre de taxons	tous	tous	106	323	210	208	62	146	226	87

DES= Descy (1979), SLA=Sladeczek (1986); ILM=Leclercq & Maquet (1987); HLB= Lange-Bertalot (1979); FAB = Fabri et al. (1984); WAT1 = Watanabe (1988), WAT2= Watanabe (1990), CEE=(Descy & al 1988), IPS (Cemagref 1982), IDG (Rumeau & al. 1988)

(cf. annexe 10, page 193)

Sur 3100 relevés les indices les mieux corrélés sont paradoxalement de conception différente (IPS et CEE), les indices plus anciens (DES, ILM, SLA) mériteraient une réactualisation que seuls leurs auteurs peuvent mener à bien en raison de l'évolution importante de la systématique ces dernières années. L'indice générique (IDG) confirme son imprécision et l'indice de Watanabe (WAT) son inadéquation aux milieux européens.

B. Comparaison des indices diatomiques et biotiques

Des divergences importantes entre estimations indiciaires ont été relevées sur le Rhône [60], en Belgique [48] avec l'indice IQBG et, plus récemment, sur le bassin Rhin-Meuse avec l'IGBN. Les indices biotiques sont plus stables dans le temps et souvent plus élevés, mais traduisent mal les phénomènes d'eutrophisation marqués en période estivale ainsi que les variations de la minéralisation. Ils contribuent à donner une image plutôt optimiste de la qualité des eaux lorsque les habitats sont diversifiés.

C. Confrontations avec les résultats des analyses physico-chimiques

Les indices sont censés refléter les effets des polluants chimiques et il apparaît tentant de vérifier les réponses des communautés à partir des résultats d'analyses mis à disposition par les réseaux de mesure des agences de l'Eau sur des périodes plus ou moins étalées dans le temps et antérieures aux prélèvements. Cette approche a été réalisée sur les bassins Artois Picardie [61], puis Rhin-Meuse [39]. Si les deux mois précédant l'échantillonnage fournissent la meilleure adéquation, l'écart avec la moyenne annuelle apparaît très faible ce qui est surprenant pour des organismes considérés comme intégrateurs à court terme. La réalisation d'une seule récolte paraît suffisante pour intégrer les variations annuelles de la qualité des eaux. Cette constatation d'importance en terme de coût paraît vérifiée par l'examen des fluctuations saisonnières. La forte prédominance en période hivernale des formes ubiquistes conduit à des diagnostics homogènes et peu tranchés sur l'ensemble des stations, les secteurs les plus dégradés faisant exception. Les investigations en période d'étiage estival sont actuellement recommandées.

La bonne aptitude des indices diatomiques à traduire les pollutions organiques exprimées par la DBO₅, la DCO et les sels ammoniacaux a été démontrée sur différents réseaux hydrographiques [62], [60], [48], [61] ou expérimentalement [63].

Une bonne corrélation est également signalée avec les phénomènes d'eutrophisation exprimés par les concentrations en Phosphore total ou en Orthophosphates [61], l'effet thermique a été démontré par ailleurs [64]. Les résultats récents obtenus sur le bassin Rhin-Meuse confirment ces adéquations, mais soulignent en revanche la difficulté d'appréhender les effets simultanés des fortes minéralisations d'origine naturelle et celles liées aux pollutions organiques. De même, il apparaît difficile de distinguer les effets des fortes concentrations métalliques de ceux de la charge organique qui interfère.

Sur le bassin Rhône-Méditerranée-Corse, les effets des pesticides sur la Durance et à un degré moindre ceux des métaux lourds sur l'Ange à l'aval d'Oyonnax n'ont pu être clairement mis en évidence malgré un échantillonnage quantitatif [65]. Des effets significatifs ont pourtant été observés, de façon expérimentale, sur le périphyton développé en microcosmes au laboratoire d'écotoxicologie de l'université de Bordeaux I (travaux en cours) [66].

Ces résultats soulignent l'intérêt d'une approche écotoxicologique couplée aux investigations de terrain d'autant que ces tests contribuent à une meilleure hiérarchisation des sensibilités spécifiques.

D. Variabilité des estimations indicielles imputables au type d'échantillonnage

La microrépartition des diatomées a fait l'objet de très nombreux travaux visant à confronter les communautés en fonction de la nature des substrats colonisés [67], [68], [69], [70], [71], les différences parfois marquées dans les dominances peuvent avoir des répercussions sur les estimations indicielles.

Testée sur 180 couples de relevés du bassin Rhin-Meuse cette variabilité s'est avérée importante dans les milieux eutrophes à cours lent entre végétaux (épiphyton) et substrats durs (épilithon) pour atteindre parfois jusqu'à 8 points d'indices. En revanche l'indice IPS paraît peu affecté lorsque les relevés sont effectués sur les différentes faces d'un même substrat ($s=0,2$).

Des confrontations menées entre faciès ont montré une variabilité moindre, mais la nécessité d'un échantillonnage normalisé est apparue indispensable.

L'utilisation de substrats artificiels qui pourrait pallier ces sources de variations a fait l'objet de nombreux essais d'application. Les difficultés d'installation et de récupération dans des sites non surveillés (double passage - fixation sur le fond ou sur flotteur) ainsi qu'un pourcentage élevé de pertes gênent l'extension de cette pratique.

(cf. annexe 11, page 194)

IV. Bilan et perspectives

Les méthodes phycologiques à base taxinomique ne sont apparues en France qu'en 1966 sur le bassin Rhin-Meuse [72], [73]. Elles ont ensuite été développées sur la Seine [11] et le Doubs [40] avec des préoccupations diverses (comparaison des réponses algues-invertébrés, approches typologiques, pollutions thermiques) avant de donner lieu à des exercices communautaires en Allemagne en 1975, en Angleterre en 1976 [74]. Les applications les plus récentes ont abouti à des cartes de qualité d'eau établies à partir de cinq classes d'indice ; elles ont été réalisées sur les bassins Rhône-Méditerranée-Corse [65], et Artois-Picardie [75], [76]. Elles sont en cours sur les bassins Rhin-Meuse et Adour-Garonne. L'examen de l'évolution à long terme des communautés de diatomées benthiques de la Seine, récoltées entre 1971 et 1994 entre la source et Rouen, est en cours de dépouillement.

En dépit du caractère très global et réducteur des indices diatomiques, les investigations menées tant en Belgique qu'en France permettent de dresser un bilan relativement optimiste quant aux possibilités de diffusion de telles méthodes.

Deux agences de l'Eau utilisent aujourd'hui les diatomées en routine pour la surveillance biologique des eaux superficielles en complément des invertébrés. Ces méthodes sont également utilisées en Belgique, Allemagne et Espagne, les anglais du N.R.A. (National River Authority) envisagent une application de l'IPS couplée à celle des invertébrés et des autres groupes d'algues (Whitton comm. pers.).

Les orientations actuelles font l'objet d'une étude inter-agences au cours de laquelle devront être sélectionnés les organismes les plus représentatifs du réseau hydrographique français (taxons présentant la valeur indicatrice la plus élevée) afin d'établir une liste de base à niveau d'identification variable (regroupement d'espèces) ou de genres ne posant pas de problème taxinomique. Le nombre de taxons à conserver sera probablement encore relativement élevé en raison de l'extension aux zones méditerranéennes jusqu'alors peu étudiées.

Une normalisation des techniques d'échantillonnage sera également proposée, avec prospection préférentielle des substrats durs inertes (épilithon) ainsi qu'un logiciel de calcul des indices à partir de dénominations codifiées et un fascicule illustré de détermination.

V. Conclusions

Les diatomées sont considérées, à juste titre, comme les algues les plus sensibles aux conditions environnementales. Si elles sont connues pour réagir aux pollutions organiques, salines, acides et thermiques, elles peuvent également apporter des informations sur l'importance du marnage, l'abondance des macrophytes dans le lit du cours d'eau ou sur le niveau d'eutrophisation à partir des abondances respectives de formes aérophiles épiphytes ou planctoniques. Les effets toxiques peuvent être également appréhendés, mais nécessitent un protocole d'échantillonnage adapté ou une approche expérimentale à l'aide de canaux [63] ou de mésocosmes [77] qui constituent en outre un moyen pratique de vérification et de calage des sensibilités spécifiques des diatomées.

Leur domaine d'utilisation est très vaste ; en paléolimnologie elles participent à la reconstitution des paléoclimats, des conditions trophiques, ou des niveaux d'acidification des eaux. Elles sont également sollicitées dans la caractérisation des effets sur le milieu récepteur des stations d'épuration [78] des procédés de lagunage extensifs [79] et interviennent même en médecine légale dans le diagnostic de la noyade [80].

Un des principaux obstacles à leur diffusion reste leur systématique en perpétuelle évolution (plus de 100 taxons nouveaux décrits depuis le début de 1994). Les tentatives de simplification réalisées à la demande des gestionnaires sont remises en cause par l'apparition incessante d'espèces introduites (souvent tropicales) [81], [82] dont la prolifération nécessite alors une prise en compte par les méthodes indicielles parfois même avant que leur caractéristiques écologiques soient parfaitement connues.

L'absence de formation dans notre pays est une autre cause d'insuccès, les possibilités d'emploi pour d'éventuels candidats paraissant peu attractives, voire inexistantes.

L'adoption d'un protocole d'échantillonnage normalisé s'est toujours heurtée à la grande diversité des substrats et des faciès d'écoulement de cours d'eau plus ou moins artificialisés. L'utilisation des diatomées est préconisée dans les milieux à écoulement homogène (rivières, grands fleuves canaux) là où les accès deviennent difficiles pour l'application des indices biotiques, mais l'approche idéale sans doute illusoire consisterait à appréhender les réponses de l'ensemble des composantes biologiques de l'écosystème.

VI. Références

1. P. BLANDIN, 1986 - Bioindicateurs et diagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.*, 17(4), pages 215-307.
2. INTER-AGENCES DE BASSIN, 1994 - Etude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales. *Rapport Inter-agences I.D.E. Environnement*, 677 p.
3. B.-A. WHITTON, E. ROTT, G. FRIEDRICH, 1991 - Use of algae for monitoring rivers. : Düsseldorf Germany. E. ROTT - STUDIA Innsbruck, 193 p.
4. M. COSTE, C. BOSCA, A. DAUTA, 1991 - Use of algae for monitoring rivers in France : in *Use of Algae for monitoring rivers*. Dusseldorf. ROTT E., Innsbruck. pages 75-88.
5. F.-E. ROUND, 1991 - Diatoms in river water-monitoring studies. *Journal of Applied Phycology*, 3, pages 129-145.
6. L.-C. RAI, J.-P. GAUR & C.-J. SOEDER, 1994 - Algae and Water Pollution : in *Ergebnisse der Limnologie Advances in Limnology. Arch. Hydrobiol. Beiheft*. 42, 304 p.
7. R. KOLKWITZ & M. MARSSON, 1909 - Ökologie der tierischen Saprobien. *Internat. Rev. Hydrobiol.*, 2, pages 126-152.
8. F. HUSTEDT, 1957 - Die diatomeenflora des flusssystemes der Weser im Gebiet der Hansestadt Bremen. *Abh.Naturw.Ver.Bremen*, 34(3), pages 181-440.
9. B.-J. CHOLNOKY, 1968 - Die Okologie des Diatomeen In Binnengewässern. *Vaduz*, Cramer Ed., 699 p.
10. J.-W. VAN LANDINGHAM, 1976 - Comparative evaluation of water quality on the St. Joseph River (Michigan and Indiana,U.S.A) by three methods of algal analysis. *Hydrobiologia*, 48 (2), pages 145-174.
11. M. COSTE & G. LEYNAUD, 1974 - Etudes sur la mise au point d'une méthode biologique de détermination de la qualité des eaux en milieu fluvial. *Rapport CTGREF - AFBSN*, Paris, 80 p.
12. J.-P. DESCY, 1975 - Etude quantitative du peuplement algal benthique en vue de l'établissement d'une méthodologie d'estimation biologique de la qualité des eaux courantes. Application au cours belge de la Meuse et de la Sambre et à la Somme. *Univ.Liège*, 180 p.
13. M.-C. DAVEY, 1986 - The relationship between size, density and sinking velocity through the life cycle of *Melosira granulata* (Bacillariophyta). *Diatom Research*, 1(1), pages 1-18.
14. S. SABATER, 1991 - Size as a factor in centric diatoms distribution : the spanish reservoirs as an example. *Oecologia aquatica*, 10, pages 45-60.
15. E.-J. COX, 1991 - What is the basis for using diatoms as monitors of river quality : in *Use of algae for monitoring rivers*. Düsseldorf Germany. E. ROTT, Institut für Botanik Universität Innsbruck. STUDIA, pages 33-40.
16. F.-R. SCHOEMAN & E.-Y. HAWORTH, 1986 - Diatoms as indicators of pollution. Report on a workshop : in *Proc. of the 8th.Internat.Diatom Symp. Paris Aug.84*. O.KOELTZ Publ. Koenigstein, pages 757-759.

17. M.-J. SULLIVAN, 1986 - Mathematical expression of diatom results : Are these 'pollution indices' valid and useful ? in *Proc. of the 8th.Internat.Diatom Symp. Paris Aug.84*. O.KOELTZ Publ. Koenigstein, pages 772-776.
18. J. VERNEAUX, 1984 - Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, 15 (1), pages 47-55.
19. C.-E. SHANNON & W. WEAVER, 1948 - The mathematical theory of communication. *Univ.Illinois Press.Urbana U.S.A., Univ.Illinois Press.Urbana Ill.* 117 p.
20. S. FRONTIER, 1983 - Stratégies d'échantillonnage en écologie. *Coll.d'Ecologie* 17, Paris, MASSON ed., 494 p.
21. J. DEVAUX, N. LAIR & C.AMBLARD, 1983 - Un écosystème lacustre profond : Le lac Pavin : Ecosystèmes Limniques, *Bourlière & Lamotte Eds. Vol. 1. Paris. Masson Ed.*, pages 1-49.
22. H. VAN DAM, 1981 - On the use of measures of structure and diversity in applied Diatom ecology. *Nova Hedwigia Beih.* 73, pages 97-115.
23. R. PATRICK, 1986 - Diatoms as indicators of changes in water quality : in *Proc. of the 8th.Internat.Diatom Symp. Paris Aug.84*. O.KOELTZ Publ. Koenigstein, pages 759-766.
24. J. CAIRNS, D.-W. ALBAUGH, F. BUSEY & M.-D. CHANAY, 1968 - The sequential comparison index. A simplified method for non-biologists to estimate relative differences in biological diversity in stream pollution studies. *J. Wat. Pollut. Control Fed.*, 40 (9), pages 1607-1613.
25. V. SLADECEK, 1973 - System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol. Beih. Ergebnisse Limnol.*, 7, pages 218 p.
26. A. VAN DER WERFF & H. HULS, 1957-1974 - Diatomeeënflora van Nederland. Reprint 1976. O. KOELTZ *Science Publ. Koenigstein*, 581 p.
27. H. ZIEMANN, 1991 - Veränderungen der Diatomeenflora der Werra unter dem Einfluß des Salzgehaltes. *Acta Hydrochim. Hydrobiol.*, 19 (2), pages 159-174.
28. R.-L. LOWE, 1974 - Environmental requirements and pollution tolerance of freshwater diatoms. *U.S.EPA Rep*, 334 p.
29. L. DENYS, 1991 - A check-list of the diatoms in the holocene deposits of the Western Belgian coastal plain with a survey of their apparent ecological requirements.I. Introduction, ecological code and complete list. *ministère des Affaires Economiques - Service Géologique de Belgique*, 41 p.
30. S. HÅKANSSON, 1993 - Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden - A progress report. *Diatom Research*, 8 (2), pages 349-370.
31. H. VAN DAM, A. MERTENS & J. SINKELDAM, 1994 - A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, 28 (1), pages 117-133.
32. I. RENBERG & T. HELLBERG, 1982 - The pH history of lakes in southwestern Sweden, as calculated from the subfossil diatomflora of the sediments. *Ambio*, 11, pages 30-33.
33. G. NYGAARD, 1949 - Hydrobiological studies in some ponds and lakes. Part II.The quotient hypothesis and some new or little known phytoplankton organisms. *Kgl. Danske.Vidensk. Selsk. Biol.Skrifter.*, 7 (1), pages 1-293.

34. J.-G. STOCKNER, 1972 - Paleolimnology as a means of assessing eutrophication. *Verh. Int. Ver. Limnol.*, 18, pages 1018-1030.
35. T.-J. WHITMORE, 1989 - Florida diatom assemblages as indicators of trophic state and pH. *Limnol. Oceanogr.*, 34(5), pages 882-895.
36. H.-J.B. BIRKS, J.-M. LINE, S. JUGGINS, A.-C. STEVENSON & C. J.-F. TER BRAAK, 1990 - *Diatom pH reconstruction..* in Palaeolimnology and Lake acidification., R.W. BATTARBEE, *et al.*, Editor. Phil. Trans. R. Soc. Lond : London, pages 263-278.
37. R.-W. BATTARBEE & D.-F. CHARLES, 1987 - The use of diatom assemblages in lake sediments as a means of assessing the timing, trends, and causes of lake acidification. *Progress in Physical Geography*, 11, pages 552-580.
38. J.-J. SYMOENS, E. KUSEL-FETZMANN & J.-P. DESCY, 1988 - Algal communities of Continental waters. in Vegetation of Inland waters. *Kluwer Academic Publ. Dordrecht*, pages 183-221.
39. A. LENOIR & M. COSTE, 1994 - Estimation de la qualité des eaux du Bassin Rhin-Meuse à l'aide des communautés de diatomées benthiques. Cemagref Bordeaux - Agence de l'Eau Rhin-Meuse, 183 p.
40. M. COSTE, 1978 - Sur l'utilisation des diatomées benthiques pour l'appréciation de la qualité biologique des eaux courantes. Univ. Besançon, 150 p.
41. J.-P. DESCY, 1979 - A new approach to water quality estimation using diatoms. *Nova Hedwigia*, 64, pages 305-323.
42. R. FABRI & L. LECLERCQ, 1986 - Végétation de diatomées des rivières du nord de l'Ardenne (Belgique): types naturels et impact des pollutions. in *Proc. of the 8th.Internat.Diatom Symp. Paris Aug.84*. O.KOELTZ Publ. Koenigstein, pages 337-346.
43. L. LECLERCQ & B.MAQUET, 1987 - Deux nouveaux indices chimique et diatomique de qualité d'eau courante.Application au Samson et à ses affluents.(Bassin de la Meuse Belge).Comparaison avec d'autres indices chimiques biocénotiques et diatomiques. *Inst.Royal Sci.Nat.Belgique. Doc.Trav.*, 38, 113 p.
44. J.-P. FENELON, 1981 - Qu'est-ce que l'analyse des Données ? Paris : Lefonen Ed., 311 p.
45. D. CHESSEL & M. BOURNAUD, 1988 - Progrès récents en analyse de données écologiques. : . in *La gestion des systèmes écologiques. 4^e Coll. 15-16 Mai 1987*. Bordeaux: SRETIE. pages 65-77.
46. S. DOLEDEC & D. CHESSEL, 1994 - Co-inertia analysis: an alternative method for studying species-environment relationships. *Freshwater Biology*, 31 (3), pages 277-294.
47. C.-J.F. TER BRAAK, 1986 - Weighted averaging of species indicator values : its efficiency in environmental calibration. *Mathematical Biosciences*, 78, pages 57-72.
48. L. LECLERCQ & B.MAQUET, 1987 - Deux nouveaux indices diatomique et de qualité chimique des eaux courantes. Comparaison avec différents indices existants. *Cah. Biol. Mar.*, 28, pages 303-310.
49. M. ZELINKA P.MARVAN, 1961 - Zur prazisierung der biologischen klassifikation des Reinheit fliessender gewasser. *Arch. Hydrobiol.*, 57, pages 389-407.

50. V. SLADCEK, 1986 - Diatoms as indicators of organic pollution. *Acta hydrochim. Hydrobiol.*, 14(5), pages 555-566.
51. Cemagref, 1982 - Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. *Rapport Q.E.Lyon-A.F.* Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218 p.
52. F.-E. ROUND, R.-M. CRAWFORD & D.-G. MANN, 1990 - *The Diatoms. Biology & Morphology of the genera.* Cambridge Univ.Press Ed., 747 p.
53. H. LANGE-BERTALOT, 1979 - Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. *Nova Hedwigia*, 64, pages 285-304.
54. C. STEINBERG & S. SCHIEFELE, 1988 - Biological indication of trophic and pollution of running waters. *Z. Wasser - Abwasser-Forsch*, 21, pages 227-234.
55. S. SCHIEFELE & C. SCHREINER, 1991 - *Use of diatoms for monitoring nutrient enrichment, acidification and impact of salt in rivers in Germany and Austria* : in *Use of algae for monitoring rivers.* Düsseldorf Germany. E. ROTT -Institut für Botanik Universität Innsbruck. STUDIA. pages 103-110.
56. T. WATANABE, K. ASAI & A. HOUKI, 1986 - Numerical estimation to organic pollution of flowing water by using epilithic Diatom assemblage. Diatom assemblage Index (DAIpo). *The Science of the Total Environment*, 55, pages 209-218.
57. T. WATANABE, K. ASAI & A. HOUKI, 1990 - *Numerical simulation of organic pollution in flowing waters.* in *Encyclopedia of Environmental Control Technology* vol. 4. Hazardous Waste Containment and Treatment., P.N. Cheremisinoff., Editor. Gulf Publishing Company Houston, pages 251-284.
58. J.-P. DESCY & M. COSTE, 1991 - A test of methods for assessing water quality based on diatoms. *Verh. Internat. Limnol.*, 24(4), pages 2112-2116.
59. C. LECOINTE, M. COSTE & J. PRYGIEL, 1993 - "OMNIDIA" software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270, pages 509-513.
60. M. LAFONT, M. COSTE, J.-G. WASSON & B. FAESSEL, 1988 - Comparaison de quatre indices biologiques pour apprécier l'impact de la pollution dans des cours d'eau français. *Naturaliste Can.(Revue Ecol.Plant.)*, 115, pages 77-87.
61. J. PRYGIEL & M. COSTE, 1993 - Utilisation des indices diatomiques pour la mesure de la qualité des eaux du bassin Artois-Picardie : bilan et perspectives. *Annales de Limnologie*, 29(3-4), pages 255-267.
62. S. SABATER F.SABATER & X. TOMAS, 1987 - Water Quality and Diatom Communities in two Catalan Rivers (N.E. Spain.). *Water Res.* 21(8), pages 901-911.
63. J. HÜRLIMANN & F. SCHANZ, 1993 - The effects of artificial ammonium enhancement on riverine periphytic diatom communities. *Aquatic Sciences*, 55(1), pages 40-64.
64. M. COSTE & J.-L.VERREL, 1978 - Incidences du réchauffement des eaux de une sur la composition de la microflore diatomique benthique. *Cah.Hydrobiol. Montereau.*, 6, pages 27-44.
65. J.-P. DESCY, COSTE, M., & M. MAIFFI-RASSAT, 1989 - Application d'un nouvel indice (CEE 88) au réseau national de Bassin Rhône Méditerranée-Corse. Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 86 p.

66. F. PERES, 1994 - Etude expérimentale de l'incidence des métaux lourds (Cd, Hg) sur les communautés périphytiques. *Poster présenté au 13e Colloque de l'ADLAF, Laboratoire Arago, 27 Sept. 1er Oct. 1994. Banyuls.*
67. P.A. SIVER, 1977 - Comparison of attached diatoms communities on natural and artificial substrates. *J. Phycol.*, 13, pages 402-406.
68. E.-J. COX, 1988 - Has the role of the substratum been underestimated for algal distribution patterns in freshwater ecosystems. *Biofouling*, 1, pages 49-63.
69. A. CAZAUBON, 1991 - *Problems and objectives of sampling river algae for monitoring* : in *Use of algae for monitoring rivers*. Düsseldorf Germany. E. ROTT - Institut für Botanik Universität Innsbruck. *STUDIA*, pages 17-20.
70. E. ACS & K.-T. KISS, 1993 - Colonization processes of diatoms on artificial substrates in the River Danube near Budapest (Hungary), *Hydrobiologia*, 269/270, pages 307-315.
71. A. EULIN, C. GRUARIN, H. LAVILLE & R. LE COHU, 1993 - Evaluation de la qualité de l'eau de la Garonne par référence spéciale aux indices diatomique et chironomidien. *Annales de Limnologie*, 29(3-4), pages 269-279.
72. L.-P. WIDERKEHR R.-G. WERNER & P. REMY, 1966 - Etude hydrobiologique de la Fecht (Haut-Rhin). SAEP COLMAR. 86 p. + 3pl. + annexes.
73. J.-F. PIERRE, 1968 - Etude hydrobiologique de la Meurthe. Contribution à l'écologie des populations algales. *Bull. Acad. Soc. Lorraine Sci.*, 7, pages 261-412.
74. R. AMAVIS & J. SMEETS, 1976 - Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocenoses : in *Proceedings of the European Scientific Colloquium*,. Luxembourg nov. 1975: C.E.C. Pergamon Press Oxford. 529 p.
75. M. COSTE & H. AYPHASSORHO, 1991 - Etude de la qualité des eaux du bassin Artois Picardie à l'aide des communautés de diatomées benthiques. *Cemagref Bordeaux-Agence de l'Eau Artois Picardie*, 227 p.
76. J. PRYGIEL & M. COSTE, 1993 - The assessment of water quality in the Artois-Picardie bassin (France) by the use of diatom indices. *Hydrobiologia*, 269/270, pages 343-349.
77. F. RIBEYRE, A. BOUDOU & R. MAURY-BRACHET, 1991 - Multicompartment ecotoxicological models for experimental studies of mercury accumulation, transfer and transformation in freshwater systems. *Water Air and Soil Pollution*, 56, pages 641-652.
78. G.H. EVANS & E. MARCAN, 1976 - Diatom community response to variations in effluent concentration. *Environ. Pollut.*, 10(2), pages 115-126.
79. L. LECLERCQ, 1994 - De l'utilisation des diatomées comme bioindicateurs dans une station d'épuration biologique. *Communication orale au 13e Colloque des Diatomistes de Langue Française*. Banyuls France : texte soumis à Vie et Milieu.
80. B. LUDÉS, S. QUANTIN, M. COSTE & P. MANGIN, 1994 - Application of a simple enzymatic digestion method for diatom detection in the diagnosis of drowning in putrified corpses by diatom analyses. *International Journal for Legal Medicine*, 107, pages 37-41.
81. M. COSTE, R. LE COHU & J. BERTRAND, 1992 - Sur l'apparition d'espèces du genre *Gomphonopsis* en France. Distribution, caractéristiques morphologiques et écologiques : in *Actes du XIème Colloque des Diatomistes de Langue Française*. Douai, 24-27 Sept. 91, pages 71-77.

82. J. BERTRAND & M. COSTE, 1994 - *Cymbella triangulum* (Ehrenb.) Cleve (*Bacillariophyceae*) , un taxon nouveau pour la flore européenne - Caractéristiques morphologiques et écologiques. *Cryptogamie Algologie*, 15(2), pages 147-158.
83. A. RUMEAU & M. COSTE, 1988 - Initiation à la systématique des diatomées d'eau douce. *Bull. Fr. Piscic.*, 309, 69 p.

Annexe 1

Avantages	Inconvénients
Autotrophes (souvent "visibles")	Pouvoir intégrateur + faible que chez les invertébrés
Grande diversité (plus de 7000 taxons répertoriés)	Moins sensibles aux perturbations de l'habitat
Adaptées à tous les milieux (antifouling)	Echantillonnage quantitatif peu aisé (hétérogénéité)
Sensibles à de nombreuses formes de pollution	Difficulté d'utilisation des substrats artificiels
Perennité (intégration) variable selon les espèces	Taille réduite nécessite un bon microscope
Facilité et rapidité d'échantillonnage	Préparation et comptages fastidieux
Flores très (trop) abondantes	Systématique parfois délicate - plus de formation
Bioaccumulateurs ou traceurs (Paléolimnologie)	Nécessité d'une gestion informatisée (calcul d'indices)

Annexe 2

$$\text{Indice de Shannon : } H' = \sum_{k=1}^S p_k \log_2 p_k$$

où p_k = proportion de l'espèce k

\log_2 = logarithme de base 2

H' est exprimé en bits (unité d'information)

S = nombre d'espèces : p_k = proportion de l'espèce k .

$$H_{\max} = \log_2 S$$

$$\text{Régularité} = \frac{H'}{H_{\max}}$$

Annexe 3

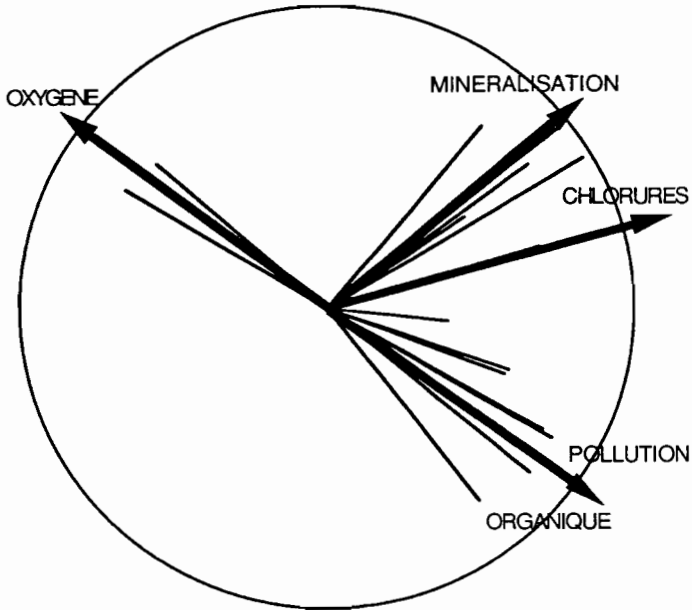
Exemple de spectres écologiques proposés par Van Dam 1994 pour plus de 900 taxons

pH	Catégories	Intervalles de variations du pH	
1	acidobionte	pH optimum < 5,5	
2	acidophile	pH optimum entre 5,5 et 7	
3	neutrophile	pH optimum autour de 7	
4	alcaliphile	pH optimum < 7	
5	alcalibionte	pH exclusivement > 7	
6	indifférent	optimum non défini	
Salinité des eaux		Cl- (mg/l)	Salinité (‰)
1	douces	< 100	< 0,2
2	douces à légèrement saumâtres	< 500	< 0,9
3	moyennement saumâtres	500 - 1000	0,9 - 1,8
4	saumâtres	1000 - 5000	1,8 - 9,0
Saprobies (charge organique)		Oxyg.sat (%)	DBO5 (mg/l)
1	oligosaprobe	> 85	< 2
2	β-mésosaprobe	70 - 85	2 - 4
3	alpha-mésosaprobe	25 - 70	4 - 13
4	alpha-méso-polysaprobe	10 - 25	13 - 22
5	polysaprobe	< 10	> 22
Statut trophique		Oxygénation	
1	oligotrophe	1	élevée (100 % sat)
2	oligo-mésotrophe	2	plutôt forte (> 75 % sat)
3	mésotrophe	3	modérée (> 50 % sat)
4	méso-eutrophe	4	basse (> 30 % sat)
5	eutrophe	5	très basse (= 10 % sat)
6	hypereutrophe		
7	indifférent		
N-Hétérotrophie		Aérophilie	
1	N-autotrophe sensible à de faibles [C] N orga	1	aquatique strict
2	N-autotrophe tolérant des [C] N orga.élevées	2	aquatique ou subaérien
3	N-hétérotrophe facultatif	3	subaérien (suintements)
4	N-hétérotrophe obligatoire	4	aérophile avec assecs
		5	terrestre

Annexe 4

Signification du plan F1xF2 d'une analyse en composantes principales normée (ACPN)

(Diatomées Rhin-Meuse 1992 - logiciel ADE d'après Lenoir [39])



Annexe 5

Principales méthodes indicielles

optimum de développement

$$\hat{u}_k = \frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} x_i}{\sum_{i=1}^n y_{ik}}$$

Valeur indicatrice

$$\hat{t}_k = \left[\frac{\sum_{i=1}^n y_{ik} (x_i - \hat{u}_k)^2}{\sum_{i=1}^n y_{ik}} \right]^{\frac{1}{2}}$$

Exemples d'application à la variable pH d'après Birks [36] où n = nombre d'échantillons

y_{ik} = abondance du taxon k dans l'échantillon i

x_i = valeur du pH dans l'échantillon i

\hat{u}_k = estimation de l'optimum de développement

\hat{t}_k = tolérance du taxon ou déviation standard

Annexe 6

Indice de Zelinka & Marvan

$$ID = \frac{\sum_{j=1}^n A_j \cdot V_j}{\sum_{j=1}^n A_j \cdot V_j}$$

où A_j = abondance (en classe effectif ou fréquence) de l'espèce j

l_j = polluosensibilité de l'espèce j (note variant de 1 à 5)

V_j = "valeur indicatrice" ou degré de sténoécie de l'espèce j (varie, de 1 à 3)

Annexe 7

Trophie I	ol > 50 %	ss > 10 %	eu < 50 %	ls+tt+ht+mt < 10 %
Trophie II	ol > 10 %	ss > 10 %	eu < 50 %	ls+tt+ht+mt < 10 %
Trophie III	ol < 10 %	ss > 10 %	eu > 50 %	ls+tt+ht+mt < 10 %
Trophie IV	ol < 10 %	ss < 10 %	eu > 50 %	ls+tt+ht+mt < 10 %
Pollution 1	ol+ss < 10 %		eu > 50 %	ls+tt+ht+mt > 10 %
Pollution 2	ol+ss < 10 %		eu < 50 %	ls+tt+ht+mt > 50 %
Pollution 3	ol+ss < 10 %		eu < 10 %	ls+tt+ht+mt > 50 %

ol = oligosaprobe (1) ; ss = sensible (2) ; eu = eutrophe (3) ; ls ou ws = moins sensible (4) ; tt = tolérant (5)
ht = hautement tolérant (6) ; mt = espèce les plus tolérantes (très résistantes) (7).

Annexe 8

Calcul du "Diatom assemblage index" (DAI)

$$DAI_{po} = 50 + 1/2x \left(\sum_{i=1}^p X_i - \sum_{j=1}^q S_j \right)$$

$\sum_{i=1}^p X_i$ = somme(en%) des espèces saproxènes de 1 à p
 $\sum_{j=1}^q S_j$ = somme(en%) des espèces saprophiles de 1 à q

Annexe 9

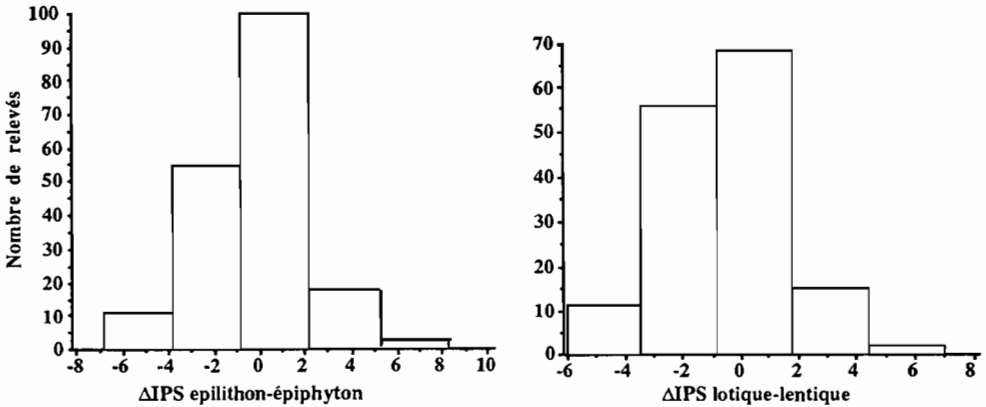
Grille d'indices diatomiques CEE
(1988)

					G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	
					AMIN	ALIB	ALAN	DITE	AMMO	GPAR	HAMP	AVEN	
					DTCR	APED	ALAR	FCVA	NACI	NMIN	NCOM	NACO	
					EPEC	CMIN	CCAE	MVAR	NJOU	GLIG	NGOE	NCPL	
					GANT	DEHR	CPRO	NLAN	NPUP	NATO	NMLF	NPAL	
					HARC	DVUL	RSIN	NFON	NIHU	NIAR	NSEM	NPAD	
					MCIR	FCAP	GMIN	NSOC	NPAE	NMMU	NSMO	NZSU	
					NSIN	NDIS	GOLI	RABB	SBRE	NSBM	NVEN	NUMB	
					G1	G2	G3	G4	G5	G6	G7	G8	
SG1	AHEL	ABIO	ACLE	ACOA	SG1	10	9	8	7	6	5	4	3
	ASAT	AEXI	AFLE	APEL									
	APUS	AVIT	CCES	CEHR									
	CGRA	CSLE	DANC	DHME									
	EARC	EBIL	EEXI	ERHO									
	ETUR	FRSA	FVIR	GCLA									
	GCLE	GOOL	NACD	NBRY									
	NEAF	NGPE	NHAN	NPSL									
	NRAD	NREI	NRHY	NSPD									
	NSTL	NTRI	PNOB	RGIB									
	SLIN	STAN											
SG2	ANOR	CAFF	CBCA	CCIS	SG2	9	8	7	6	5	4	3	2
	CCYM	CELL	CHEL	CLAN									
	CMIC	CNAV	CPED	CPLA									
	CSIL	CSOL	CTGL	DOBL									
	FCON	FVOL	GAFF	GGRA									
	GNOD	GTRU	GYAC	GYAT									
	NACU	NCTE	NIAN	NINO									
	NMEN	NREC	NSBH	NSBL									
	NTPT	NVER	NZAG	PGIB									
	PSCA	PVIR	SACU	SANG									
SG3	ACON	AEXG	AOBG	FBRE	SG3	8	7	6	5	4	3	2	1
	FLEP	FPIN	GMIC	GAUG									
	GTER	NCPR	NCOT	NCUS									
	NDEC	NDRA	NEXI	NGRE									
	NHEU	NIFT	NIGF	NIGR									
	NIRO	NZTE	NKOT	NLSU									
	NLAT	NLIN	NSIO	NTEN									
	NVIR	NVRO	STKR	SULN									
SG4	ADEL	ASPE	BPAR	CAMP	SG4	7	6	5	4	3	2	1	0
	CMEN	GSCA	NAUR	NAMC									
	NAMP	NCIN	NCLA	NDEB									
	NDUB	NHAL	NIFR	NINC									
	NINT	NIPU	NLEV	NLVI									
	NMUT	NMVE	NOBT	NPHY									
	NPRO	NPYG	NRCS	NSAL									
	NSHR	NSIG	NSLE	NTRY									
	PMIC	PMBR	SIDE	SOVI									
	FPUL	FFAS											

Annexe 10

Matrice de corrélations entre indices diatomiques (n=3100)								
	IPS	IDG	DES	SLA	ILM	CEE	WAT	SHE
IPS	1	0,742	0,793	0,742	0,804	0,933	0,727	0,850
IDG	0,742	1	0,537	0,453	0,578	0,702	0,360	0,588
DES	0,793	0,537	1	0,609	0,777	0,775	0,715	0,765
SLA	0,742	0,453	0,609	1	0,822	0,737	0,522	0,715
ILM	0,804	0,578	0,777	0,822	1	0,816	0,589	0,780
CEE	0,933	0,702	0,775	0,737	0,816	1	0,712	0,862
WAT	0,727	0,360	0,715	0,522	0,589	0,712	1	0,689
SHE	0,850	0,588	0,765	0,715	0,780	0,862	0,689	1

Annexe 11



**Les macrophytes,
estimateurs de la qualité des cours d'eau.**

The macrophytes, indicators of river quality

Jacques HAURY

Enseignant-Chercheur
ENSA DEERN Botanique & INRA Ecologie aquatique,
(Groupement d'Intérêt Scientifique
"Macrophytes des Eaux Continentales")

Résumé

Les macrophytes sont des bioindicateurs des particularités morpho-physiques et hydrodynamiques des milieux aquatiques ainsi que de la qualité de l'eau. Elles peuvent être utilisées en biomonitoring, par l'examen de l'état sanitaire des populations, ou grâce au dosage des éléments accumulés dans leurs tissus. Les études de répartition et d'écologie spécifiques et les analyses phytosociologiques ont conduit à l'établissement d'indices de bioindication reposant sur l'état et le fonctionnement des populations, la distribution et l'abondance d'une espèce, la composition et la richesse spécifique des peuplements, la structure et l'organisation des phytocénoses, la participation du compartiment macrophyte au fonctionnement des cours d'eau. Les macrophytes sont efficaces pour la mise en évidence d'une eutrophisation et d'une pollution organique dont elles permettent le suivi à long terme. Par contre, elles ne sont pas de bons témoins d'alerte.

Abstract

The macrophytes give information on the morpho-physical and hydrodynamical characteristics of aquatic environments as well as on the quality of water. They can be used in biomonitoring by examining the sanitary status of populations or by the dosage of the elements accumulated in their tissues. The studies on the specific distribution and ecology and the phytosociological analyses led to the definition of bioindication ratings based on the status and the functioning of populations, the distribution and abundance of a species, the composition and the specific richness of populations, the structure and organization of phytocenosis, and the role played by macrophytes in the functioning of rivers. The macrophytes are efficient for revealing a eutrophisation or an organic pollution that they can monitor in the long term. On the other hand, they are poor indicators for alerting a situation.

Les différents niveaux de bioindication de la qualité des milieux aquatiques avec les macrophytes sont présentés. Au niveau morphologique et étiologique, des modifications peuvent témoigner des conditions physiques ou de la présence de toxiques ; la composition chimique témoigne de la trophie, ou, en cas de bioaccumulation de la présence de métaux lourds. La présence-absence ou l'importance des populations des espèces indicatrices peuvent être utilisées, en mettant éventuellement en œuvre des indices macrophytes, qui, compte tenu des résultats présentés restent encore à améliorer. La définition de phytocénoses de référence en lien avec la structure des milieux et la qualité des eaux est en cours et permet de mettre en évidence les perturbations entre les phytocénoses observées et potentielles : la méthode des dommages formalise cette approche, mais devrait être améliorée. Des indices de communautés, de mise en œuvre relativement simple permettent une approche cartographique et structurale. Du point de vue fonctionnel, les macrophytes structurent l'espace, traduisent ou causent des déséquilibres, facilitent ou bloquent l'évolution des milieux.

L'intérêt des macrophytes comme bioindicateurs est discuté en regard de quelques autres compartiments biologiques, et par rapport à un cadre conceptuel. Des voies de recherche pour la définition d'un outil plus performant sont alors définies.

Mots-clés : macrophytes, qualité des milieux, rivière, bioindication, biotypologie, méthodes, indices, qualité des eaux.

I. Introduction

Le problème général de la bioindication est très ancien, et son cadre conceptuel, les définitions appropriées, ainsi qu'une réflexion sur les différents niveaux de bioindication et de biomonitoring ont déjà été synthétisés par BLANDIN (1).

Les macrophytes (grandes plantes aquatiques visibles à l'œil nu, incluant les algues filamenteuses, les bryophytes, les ptéridophytes, les spermatophytes) sont en lien à la fois avec le milieu physique où elles se trouvent (surtout les macrophytes benthiques) et avec la masse d'eau dans, sur ou au-dessus de laquelle ils poussent. Ils indiqueront donc certaines particularités morpho-physiques et hydrodynamiques des stations, ainsi que des caractères de la qualité de l'eau. La hiérarchie entre ces compartiments "milieu physique" et "qualité de l'eau" dans la répartition des phytocénoses est une question sous-jacente à toute diagnose (2, 3).

Diverses synthèses ont analysé les relations entre macrophytes et qualité des eaux (4, 5, 6), voire également avec la qualité des sédiments (7). Néanmoins, l'utilisation des connaissances dans l'élaboration d'une diagnose implique l'établissement d'un cadre formalisé permettant, par exemple, de définir des indices macrophytes (8). Si les exemples développés concernent essentiellement les cours d'eau, il est tout à fait possible d'envisager une bioindication en plans d'eau (9, 10, 11).

Les grands traits de l'organisation végétale en cours d'eau déterminent le cadre de cette bioindication. Les macrophytes colonisent la zone en eau, mais aussi la zone supra-aquatique (submergée pendant au moins 40 % de l'année). Ils forment

des mosaïques dans le lit, des bandes à proximité ou sur les berges. La végétation macrophytique est le plus souvent pluri-spécifique et pluri-stratifiée. Enfin, comme tous les autres organismes, ils traduisent la zonation longitudinale générale (12, 13, 14).

Cinq niveaux d'indication de la qualité de l'eau (ou du milieu physique) avec les macrophytes sont envisageables selon l'état et le fonctionnement d'une population, la distribution et l'abondance d'une espèce, la composition et la richesse spécifique des peuplements, la structure et l'organisation des phytocénoses, la participation du compartiment macrophyte au fonctionnement des cours d'eau.

Par ailleurs, trois échelles spatio-temporelles sont envisagées pour cette bioindication : l'analyse stationnelle, la comparaison amont/aval de pollution ponctuelle, les suivis temporels.

Les systèmes d'où sont tirés les principaux exemples développés dans le texte, et où ont été appliqués les indices macrophytes sont localisés dans la *figure 1*, page 209.

II. Etat d'une population et "biomonitoring"

La morphologie des plantes renseigne sur les conditions hydrodynamiques (14) mais aussi sur les conditions de trophie. Ainsi, la forme aux feuilles longues de *Glyceria fluitans* est un indice d'oligotrophie (15, 16), alors que *Sparganium emersum* a des feuilles d'autant plus longues que le milieu est plus riche en nutriments (17).

Les macrophytes sont aussi utilisables en biomonitoring, par l'examen de l'état sanitaire des populations, ou grâce au dosage des éléments accumulés dans les plantes.

L'état sanitaire des populations peut être pris en compte, notamment pour montrer la présence de toxiques. Ainsi, un jaunissement de *Phalaris arundinacea* pourrait indiquer un enrichissement en pesticides (HAURY non publié) : ce symptôme, observé sur une population du Couesnon en Juin 1993, lors des premières crues suivant une longue période de sécheresse, était d'autant plus net que les pieds étaient proches de l'eau. Les teneurs en atrazine dans la partie épigée des plantes présentant ces chloroses (0,20 mg/kg de matière fraîche) correspondaient alors au maximum observé dans les études réalisées. Ces renseignements de terrain nécessitent des vérifications expérimentales pour s'assurer que les symptômes observés sont bien dus aux facteurs incriminés, et pour chercher à démontrer les mécanismes écophysologiques en cause. Quelques données sur les toxiques sont disponibles dans la littérature, notamment sur l'ammoniaque par rapport à *Callitriche hamulata* et *Fontinalis antipyretica* (18), et pour trois espèces d'élodées (19). De même, des bryophytes exposées à de fortes concentrations de métaux lourds présentent des modifications des rapports chlorophylle/phéophytine (20).

L'analyse des concentrations en macronutriments, comme le phosphore (21) permet d'obtenir une indication sur les niveaux de trophie des écosystèmes. Des estimations de la contamination des écosystèmes par les métaux lourds (22, 23, 24) ou des radionucléides (25) utilisent le pouvoir bioaccumulateur des bryophytes vis-à-

vis de ces éléments. Ces méthodes sont désormais appliquées par des Agences de l'Eau, et font l'objet de recherches expérimentales sur les cinétiques d'absorption ou de désorption (26) ainsi que sur le stress occasionné par la présence des polluants (20).

III. Répartition et écologie spécifiques

L'écologie des espèces est déterminée par l'examen de leurs conditions d'occurrence dans des stations de caractéristiques hydrodynamiques et physico-chimiques données. Trois types de traitements des données permettent la mise en évidence du caractère bioindicateur des macrophytes et/ou synthétisent l'information :

- des études de nombreux cas de distribution permettent d'établir des listes dressées suite à des traitements multivariés (7),
- des synthèses d'experts sont fondées sur les connaissances bibliographiques et la pratique de terrain (27, 28, travaux actuels du Groupement d'Intérêt Scientifique (GIS) Macrophytes des Eaux continentales),
- les profils écologiques de fréquence relative (14, 15, 16, 29), ou d'abondance relative (30, 31) pour des paramètres isolés, ou bien des classes trophiques (32, 33).

La présence-absence de certaines espèces permet d'apporter une information sur la qualité de l'eau : ainsi, *Callitriche hamulata* et *Leptodictyum riparium* sont ammoniacophiles (30, 32), *Callitriche obtusangula* indique une charge trophique importante (5), *Potamogeton polygonifolius* dans les Vosges du Nord et *P. coloratus* dans le Ried alsacien correspondent à des eaux oligotrophes (33, 35). Toutefois, si les tendances écologiques sont constantes pour une espèce donnée, les seuils de réactions peuvent varier selon les contextes éco-régionaux. Ainsi, *Callitriche obtusangula* se trouve dans des eaux plus riches en ammonium en rivières basiques qu'en rivières acides (TREMOLIERES, comm. pers.).

Toutefois, en cours d'eau, la simple présence est peu significative, compte tenu des phénomènes importants de colonisation amont-aval (14) ; aussi est-il préférable d'envisager l'abondance des populations qui peuvent témoigner d'une bonne adaptation au site et/ou d'une forte concentration en un élément chimique particulier. Quelques profils écologiques d'abondance relative de macrophytes sur le Trieux sont présentés dans la figure 2 (30) (voir page 210). On y retrouve l'ammoniacophilie de *C. hamulata*, de *L. riparium* et aussi de *Sparganium emersum*, *Glyceria fluitans* et *Ranunculus penicillatus* sont indifférentes pour ce facteur. L'étude amont-aval de pollution traduit concrètement les changements de recouvrement : les callitriches et *L. riparium* prolifèrent à l'aval des piscicultures, de même que la polluo-tolérante *Fontinalis antipyretica* (figure 3, page 211) tandis que *Scapania undulata* et *Chiloscyphus polyanthus*, hépatiques polluo-sensibles, régressent considérablement par rapport à l'amont (14, 32).

IV. Analyse de plusieurs populations : indices macrophytes et de toxiphobie

L'examen de plusieurs populations renforce la diagnose obtenue au niveau spécifique, en croisant l'écologie des espèces indicatrices. Certains indices macrophytes sont fondés soit sur la simple présence des taxons indicateurs, soit sur l'abondance relative des populations. Toutefois, les listes floristiques sont d'interprétation délicate, comme sur la Nivelles où le flysch entraîne la coexistence dans une même station de *Scapania undulata*, acidophile, et de *Pachyfissidens grandifrons* et *Cinclidotus aquaticus*, neutro-basiphiles, voire calcicoles.

A. Indices macrophytes de présence

Plusieurs indices sont fondés sur l'examen de listes floristiques de stations.

Trois indices macrophytes reposent sur l'attribution d'indices spécifiques :

* L'indice de "qualité des eaux" de HARDING (36) a été établi dans le Nord-Est de l'Angleterre. Il correspond à des indices spécifiques allant de 1 (indication d'une eau très dégradée) à 10 (eau oligotrophe) et prend en compte 74 taxons (86 dans la version la plus élaborée), depuis des genres d'algues jusqu'aux phanérogames. La liste des indices réserve quelques surprises, par exemple *Agrostis stolonifera* avec un indice spécifique de 1 ; elle est incomplète et doit donc être adaptée selon l'auteur lui-même au contexte éco-régional : ainsi, il y manque *Phragmites communis*.

* L'indice trophique de NEWBOLD & HOLMES (33) est adapté à l'ensemble de la Grande-Bretagne. Il propose des indices allant de 4 (eau très oligotrophe) à 150 (eau hypertrophe) pour 104 taxons ordonnés en fonction de la trophie, à la suite du classement multivarié de plus de 1000 relevés reliant espèce et niveau trophique des cours d'eau. Des profils écologiques sont donc présentés, et les espèces euryèces sont distinguées.

* L'indice GIS est en cours de validation : à partir de données éco-régionales inédites et de la bibliographie, des indices (de 0 (hypertrophie) à 10 (oligotrophie)) ont été attribués à plus de 200 taxons indicateurs de trophie et de pollution organique en distinguant les espèces euryèces.

Pour ces trois indices, deux calculs sont complémentaires : la somme des indices spécifiques des espèces présentes, et leur moyenne.

Des exemples d'application comparative des indices publiés sont présentés dans la figure 4 (8) (voir page 212) pour cinq rivières :

* la Moselotte (M) est une rivière lorraine qui coule sur granites, reçoit les effluents d'une station de ski entre M1 et M2 et subit des pollutions urbaines à partir de la station M3 ;

* le Tilleul (T) est un ruisseau du Parc Normandie-Maine ; il coule sur granites puis schistes ; déjà altéré en amont de la station T1 par une

agglomération, il s'eutrophise lors de la traversée d'étangs entre T1 et T2 ;

* l'Avre (A) et son affluent la Noye (N) sont des rivières calcaires picardes ; l'Avre amont reçoit des saumures en amont de A1, ce qui se traduit par la présence de *Zannichellia palustris*, puis les effluents d'une papeterie en amont de A2 ; la Noye a été recalibrée en amont (N1M), et reçoit les effluents d'une station d'épuration entre N1 et N2 ;

* la Petite Seille (PS) est une rivière marseuse de Lorraine ; barrée par un étang entre PS1 et PS2, elle reçoit de nombreux petits effluents en aval.

Les indices présentés témoignent des changements de la qualité des eaux, tout en mettant en évidence une assez grande homogénéité floristique au sein d'un même cours d'eau, si bien que les variations sont rarement très importantes. Le score index par taxon diminue à l'aval de la papeterie de l'Avre et de l'étang de la Petite Seille, ce qui concorde assez bien avec l'augmentation de l'indice trophique dans les stations concernées. Avec l'indice trophique, l'autoépuration est sensible à l'aval du Tilleul et de la Moselotte et l'eutrophisation à l'aval de la Noye et de la Petite Seille. Ces résultats sont en accord avec une étude antérieure menée sur la Vézouze (M.C. PELTRE, Univ. Metz comm. pers.).

Autour de la pisciculture de Pontcalleck sur le Scorff, les scores index par taxon, les indices trophiques totaux (divisés par 10 pour une compatibilité d'échelle) sont comparés aux propositions du GIS pour l'ensemble des espèces en présence-absence, pour les seules espèces sténoèces, et en prenant en compte les recouvrements des sténoèces (figure 5, voir page 213). Les variations des indices de présence sont peu sensibles, compte tenu de l'homogénéité floristique et des forts taux de colonisation amont-aval.

Les espèces à large amplitude écologique (espèces euryèces) diminuent la précision des résultats si bien qu'il est souvent préférable d'inclure les seules espèces sténoèces : sur le Scorff, la concordance est meilleure entre les indices trophiques et les indices GIS en présence-absence pour les sténoèces que pour le total des macrophytes.

Par ailleurs, les conditions mésologiques ne peuvent être négligées. Ainsi sur le Scorff, les zones profondes sont peu colonisées et par des espèces moins exigeantes en oxygène dissous et/ou supportant une sédimentation comme *Nuphar lutea*, espèces que l'on retrouve également dans des cours d'eau plus eutrophisés éventuellement courants ; ces particularités stationnelles de moindre oxygénation et de plus forte sédimentation se traduisent alors par une chute des indices macrophytes. Il est alors nécessaire de comparer des situations mésologiques proches pour obtenir un diagnostic fiable.

B. Indices macrophytes prenant en compte l'importance des populations

Ces indices somment les produits des recouvrements par les indices spécifiques et divisent par la somme des recouvrements macrophytiques.

L'indice de toxiphobie avec les bryophytes (37) est l'une des rares méthodes de terrain d'estimation de toxiques avec les macrophytes. Après avoir étudié les relations entre la distribution des bryophytes aquatiques et subaquatiques (en fait supra-aquatiques) en fonction de la qualité des eaux et notamment des teneurs en métaux lourds grâce à une analyse factorielle, les auteurs définissent un indice de toxiphobie allant de 5 (très toxiphobe) à 1 (très résistant).

L'indice GIS pondéré par les recouvrements est également en cours de validation. Pour les espèces sténoèces, il est comparé avec l'indice de présence-absence (figure 5). Dans la mesure où il intègre les recouvrements, il permet de limiter l'effet de la présence localisée d'espèces indicatrices de bonne qualité d'eau comme *Scapania undulata* qui faisaient apparaître l'aval immédiat de la pisciculture comme de bonne qualité. L'"effet profond" est également sensible avec cet indice.

V. Groupements végétaux et structure de la végétation

A. Biotypologie floristique

L'examen floristique permet d'établir des typologies de cours d'eau (2, 3, 14, 21) intégrant la géologie et le milieu physique. La zonation longitudinale observée dans une station peut alors être comparée à celle qui apparaît comme la référence. Néanmoins, alors que les inventaires sont très avancés en Grande-Bretagne (28) et en Allemagne (27, 38), seuls quelques systèmes sont bien connus dans le Massif armoricain, l'Artois-Picardie, la Lorraine et les Vosges du Nord, le Ried Alsacien ainsi que dans les vallées alluviales du Rhône et de l'Ain (39).

L'approche par la phytosociologie, qui étudie les groupements végétaux, permet d'élaborer des typologies en fonction de la qualité des eaux (essentiellement la trophie et la pollution organique), et de présenter des séquences de dégradation. Dans l'Est de la France, les travaux de CARBIENER et TREMOLIERES (35, 40) sur les rivières du Ried alsacien et de MULLER (34) sur les Vosges du Nord établissent des groupements types (respectivement A à E et A à D), et donnent des limites trophiques, notamment pour l'azote ammoniacal et le phosphore sous forme d'orthophosphates (de 50 ppb et 100 ppb, entre oligotrophie, mésotrophie et eutrophie). Par exemple, le groupement A de MULLER est constitué de *Sphagnum* sect. *subsecunda*, *Potamogeton polygonifolius*, *Juncus bulbosus*, *Carex rostrata* et *Glyceria fluitans*, pour une conductivité comprise entre 40 et 70 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$, et des teneurs inférieures à 20 ppb de P- PO_4 et de N- NH_4 (2). Les grilles de HAURY (14) allient l'ordre de drainage et la profondeur à une estimation de la trophie de l'eau. A partir des types définis, des cartes de la qualité de l'eau telle qu'elle apparaît avec les macrophytes peuvent alors être dressées (2). Une application de l'indice GIS de présence-absence à une rivière du Ried donne les correspondances suivantes avec les types de CARBIENER : A/7,2 ; B/5,0 ; CD/5,0 ; D/4,4 ; E/3,0 (PELTRE & TREMOLIERES comm. pers.).

B. Méthode des dommages

La méthode des dommages de HASLAM (15, 16, 41) considère des "phytocénoses de référence" établies à partir d'une liste floristique simplifiée, de la

taille (largeur et profondeur) des cours d'eau et de la géologie qui détermine la trophie normale du cours d'eau. Le taux de dommage est calculé en sommant des indices partiels fondés sur la richesse spécifique, le pourcentage d'espèces polluo-tolérantes, la présence d'espèces spéciales (*Potamogeton pectinatus* et Cladophores), le changement de catégorie trophique tel qu'il apparaît au vu de la flore et de l'écologie des macrophytes, la diminution de richesse spécifique, la baisse du recouvrement macrophytique par rapport au recouvrement attendu. La diagnose porte non seulement sur la pollution (y compris théoriquement l'effet de toxiques) mais aussi sur des altérations du milieu physique. La gamme de variation s'étend de 0 à plus de 22.

Ainsi, sur le panel des rivières étudiées dans le Nord de la France (figure 4-C, voir page 212), le taux de dommage fait bien ressortir l'influence des étangs entre M2 et M3, T1 et T2, PS1 et PS2. Il traduit très bien la pollution par la papeterie sur l'Avre (A2), avec son autoépuration progressive, et dans une moindre mesure, l'influence de la station d'épuration sur la Noye (N2). La corrélation est très nette entre le taux de dommage et l'indice trophique sur la Petite Seille.

De façon générale, la variabilité du taux de dommage est plus importante que celle due aux indices macrophytes précités, et ceci, même en prenant en compte sa gamme de variation. Si un manque d'acuité taxonomique est patent (toutes les algues filamenteuses sont regroupées, ainsi que toutes les mousses, toutes les callitriches, toutes les renoncules), les résultats de ce taux de dommage sont intéressants.

C. Indices de communautés

Trois indices de communautés traduisent la structure de la végétation et donnent une idée de la trophie et de la pollution organique :

- * Le coefficient de couverture-diversité de HASLAM (15, 41) ajoute la richesse spécifique (par rapport à la liste "autorisée") et le recouvrement (par tranche de 10 %) ;

- * L'indice de communauté de HARDING (in 36) définit quatre grands types de végétation : bryophytes, spermaphytes, cladophores, indicatrices de pollution grave (*P. pectinatus*, *L. riparium* et *Stigeoclonium sp.*). Le coefficient de communauté met en évidence la végétation dominante et éventuellement la co-dominante. Ainsi les phytocénoses eutrophisées correspondent aux deux derniers groupes. Des cartographies simplifiées de linéaires de cours d'eau peuvent être dressées avec cet indice ;

- * Le double indice de structure-rareté de De LANGE et Van ZON (42) a été établi pour les canaux. L'indice structural correspond à la somme de 5 indices partiels : les recouvrements de la végétation macrophytique non algale des trois strates (submergée, flottante à la surface de l'eau, émergente), la richesse spécifique et le recouvrement des algues filamenteuses. L'indice de rareté correspond à la rareté (biogéographique) des espèces constitutives. La combinaison traduit à la fois la structure de la végétation, mais aussi sa valeur patrimoniale. Son intérêt reste à démontrer par rapport aux autres

méthodes, mais on peut penser que cette analyse structurale renseigne sur les fonctions hydrauliques et de structuration des habitats des invertébrés et des poissons assurées par les macrophytes. Toutefois, son recours à la rareté des taxons est actuellement délicat en France, faute d'inventaires suffisants pour estimer une telle rareté.

VI. Les macrophytes comme indicateurs de fonctionnement des cours d'eau

Les fonctions des macrophytes en cours d'eau ont été envisagées (13, 43).

Les macrophytes, par leur photosynthèse, font varier l'oxygène dissous et aussi le pH ce qui, en système eutrophisé et lent comme la Semois peut entraîner une mortalité de poissons en fin de journée due à l'apparition de NH_3 (44) ; en outre, lors de leur décomposition, des phénomènes d'anoxie peuvent apparaître. Leur rôle dans l'autoépuration des cours d'eau est mal connu.

L'écoulement et l'hydrodynamisme sont modifiés par les macrophytes (45). En cas de prolifération, ils entraînent différentes nuisances : obstacles à la navigation comme sur la Charente (46), inondations. Par ailleurs, ils favorisent une sédimentation et participent ainsi au colmatage des fonds, accélérant le comblement des canaux (47).

Les macrophytes structurent l'habitat piscicole, servent de nourriture aux invertébrés, d'abri et de support de ponte aux poissons : leur absence signifie souvent une modification sinon un appauvrissement des chaînes trophiques.

Une diagnose d'un éventuel dysfonctionnement des cours d'eau dû à des proliférations passe alors par la définition d'un état normal des phytocénoses, ce qui doit se faire dans un cadre rigoureux (48), et par une quantification des variations des recouvrements et des biomasses comme CODHANT et DUTARTRE (46) commencent à le faire sur la Charente.

Les macrophytes sont aussi des intégrateurs temporels : ainsi, dans les chenaux tressés du Rhône et de l'Ain, les successions et la stabilité des bras dépendent des crues, de la trophie, de la sédimentation, des apports d'eau (39, 47).

Des changements de flore peuvent témoigner de modifications trophiques importantes : ainsi, sur l'aval de la Flume, à la suite d'années de sécheresse et dans un contexte de forte eutrophisation, les phytocénoses à *Ranunculus penicillatus* et *Callitriche obtusangula* ont été presque intégralement remplacées par des ensembles à *Zannichellia palustris*, avec *Myriophyllum spicatum* et *Ceratophyllum demersum*.

VII. Conclusion : Intérêts et limites de "l'outil macrophytes"

Des comparaisons préliminaires entre les indices macrophytes et d'autres métriques de l'environnement ont été réalisées au cours de différentes études.

Les indices macrophytes chutent en général en cas d'eutrophisation, ce qui n'est pas toujours le cas pour l'indice de diversité de SHANNON. Ils varient en général dans le même sens que l'indice de SIMPSON (lié à l'équitabilité) (49).

Par rapport aux I.B.G., trois remarques s'imposent :

* autour du barrage de Rabodanges, sur l'Ome, les indices macrophytes marquent mieux l'eutrophisation avec des notes très inférieures (respectivement entre 4,6 et 4,1 pour le score index par taxon, 73 à 85 pour l'indice trophique total, 71 à 97 pour l'indice trophique des sténoèces, 4,9 à 5,2 pour l'indice GIS de qualité en présence-absence) que les 16 à 17/20 des I.B.G.;

* à l'aval de l'étang du Tilleul, ces indices restent corrects, alors que l'I.B.G. chute à 9 : l'anoxie et le colmatage des fonds sont mieux marqués par les invertébrés ;

* en système forestier très oligotrophe, ils donnent un score relatif assez bon (score index par taxon de 6,8), alors que l'I.B.G. n'est que de 12/20.

Par rapport au cadre théorique de la bioindication proposé par CAIRNS *et al.* (50), les macrophytes sont efficaces pour la mise en évidence de l'eutrophisation et la pollution organique (sinon celle due aux substances toxiques) : ils sont assez sensibles, largement répandus et assez faciles à identifier. Bien visibles, ils sont cartographiables et peuvent servir à l'établissement d'un premier diagnostic qui n'impose pas de destruction. Ils présentent, en outre, l'avantage d'intégrer milieu physique et qualité de l'eau. Ils peuvent être utilisés comme témoins d'exposition, mais ce ne sont pas de bons témoins d'alerte. En revanche, ils permettent des suivis à long terme. Les indices sont encore à parfaire et la diagnose doit se référer à un cadre typologique qui reste à compléter pour le territoire français.

Les voies de recherche à préconiser sont les suivantes :

- * préciser l'écologie des espèces pour bâtir un indice plus pertinent ;
- * prendre en compte les recouvrements et la structure du peuplement ;
- * travailler à l'échelle de la communauté, selon la voie ouverte par HASLAM, en définissant des phytocénoses de référence éco-régionalisées ;
- * calibrer les indices macrophytes par rapport aux autres métriques de l'environnement, ce qui suppose des sites communs d'études pluridisciplinaires ;

L'étude des relations macrophytes-toxiques est à poursuivre sur le terrain, mais les relations causales devront être établies avec une expérimentation.

VIII. Bibliographie

1. P. BLANDIN, 1986 - Bioindicateurs et biodiagnostic des systèmes écologiques. *Bull. Ecol.* 17, 215-307.
2. J. HAURY, S. MULLER, 1991 - Variations écologiques et chorologiques de la végétation macrophytique des rivières acides du Massif Armoricaïn et des Vosges du Nord (France). *Rev. Sci. Eau* 4, 463-482.
3. N. GRASMUCK, J. HAURY, L. LEGLIZE, S. MULLER, 1993 - Analyse de la végétation aquatique fixée des cours d'eau lorrains en relation avec les paramètres d'environnement. *Ann. Limnol.*, 29, 223-237.
4. B.-A. WHITTON, 1979 - Plants as indicators of river water quality. In JAMES A., EVISON L. (Eds.), *Biological indicators of water quality*, 5,1-5,34, Wiley & Sons, Chichester.
5. J.-L. MERIAUX, 1982 - L'utilisation des macrophytes des phytocénoses aquatiques comme indicateurs de la qualité des eaux. *Naturalistes Belges*, 63, 18-24.
6. J. HAURY, A. DUTARTRE, 1990 - Les macrophytes aquatiques : bioindicateurs de la qualité des eaux superficielles - Recommandations méthodologiques, Département de la Lozère. Etude *Cemagref* Bordeaux, n° 68, 16 p.
7. N. HOLMES, C. NEWBOLD, 1984 - River plant communities - Reflectors of water and substrate chemistry. Nature Conservancy Council, Schrewbury, 73 p.
8. J. HAURY, M.-C. PELTRE, 1993 - Intérêts et limites des indices macrophytes pour qualifier la mésologie et la physico-chimie des cours d'eau - Exemples armoricains, picards et lorrains. *Ann. Limnol.* 29, 239-253.
9. J.-. FELZINES, 1982 - Un traitement des profils écologiques des macrophytes des eaux douces stagnantes et de leurs associations à l'aide de l'analyse factorielle des correspondances et de l'analyse hiérarchique. In SYMOENS J.J., HOOPER S.S., COMPERE P. (Eds.) *Studies on aquatic vascular plants*, 241-248, Soc. R. Bot. Belgique, Bruxelles.
10. J.-B. LACHAVANNE, 1985 - The influence of accelerated eutrophication on the macrophytes of Swiss lakes. *Verh. Int. Ver. Limnol.* 22, 2950-2955.
11. B. CLEMENT, J. TOUFFET, 1988 - Typologie et diagnostic phytoécologique des zones humides de Bretagne. In GEHU J.M. (Ed.) : *Phytosociologie et conservation de la nature*, *Coll. Phytosociol.* 15, 317-348 + 6 tbx H.T., Cramer Berlin, Stuttgart.
12. R.-W. BUTCHER, 1933 - Studies on the ecology of rivers - I : On the distribution of macrophytic vegetation in the rivers of Britain. *J. Ecol.* 21, 58-91.
13. D.-F. WESTLAKE, 1975 - Aquatic macrophytes. In : *River ecology* (Ed. by B.A. WHITTON), 106-128, Blackwell Scientific Publications, Oxford.
14. J. HAURY, 1985 - Etude écologique des macrophytes du Scorff (Bretagne-Sud). Thèse Dr-Ing. Ecologie, Univ. Rennes I, 243 p.
15. S.-M. HASLAM, 1978 - River plants, Cambridge Univ. Press, Cambridge, 396 p.
16. S.-M. HASLAM, 1987 - River plants of Western Europe. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 512 p.
17. M. DETHIOUX, 1979 - Sur la forme flottante du rubanier, *Sparganium emersum* Rehm., dans quelques rivières belges. *Dumortiera*, 13, 1-4.

18. J. Von SCHWOERBEL, G.-C. TILLMANN, 1964 - Untersuchungen über die Stoffwechselformen in Fließgewässern. 2 : Experimentelle Untersuchungen über die Ammoniumaufnahme und pH - Änderung in Wasser durch *Callitriche hamulata* Kuntz und *Fontinalis antipyretica* L. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)* **28**, 259-267.
19. M.-A. DENDENE, T. ROLLAND, M. TREMOLIERES, & R. CARBIENER, 1993 - Effect of ammonium ions on the net photosynthesis of three species of *Elodea*. *Aq. Bot.* **46**, 301-315.
20. J. LOPEZ, M.-D. VAZQUEZ, A. CARBALLEIRA, 1994 - Stress responses and metal exchange kinetics following transplant of the aquatic moss *Fontinalis antipyretica*. *Freshwat. Biol.*, **32**, 185-198.
21. G. BLAKE, J.-P. DUBOIS, 1979 - Rôle des macrophytes aquatiques dans l'épuration - Synthèse bibliographique. Rapp. Contr. Min. Environn. Cadre de vie, Paris, 91 p.
22. C. MOUVET, E. PATTEE, C. CORDEBAR, 1986 - Utilisation des mousses aquatiques pour l'identification et la localisation précise de sources de pollution métallique multiforme. *Acta Oecologica, Oecologica Applicata*, **7**, 77-91.
23. U. ROECK TREMOLIERES, A. EXINGER, R. CARBIENER, 1991 - Les mousses aquatiques, bioindicateurs du niveau de pollution chimique. Utilisation des mousses aquatiques dans une étude sur le transfert du mercure en tant que descripteur du fonctionnement hydrologique (échanges cours d'eau-nappe) en plaine d'Alsace. *Hydroécol. appl.*, **3**, 241-256.
24. J. MERSCH, F. GUEROLD, J.-C. PIHAN, 1993 - Transplanted aquatic mosses for monitoring trace metal mobilization in acidified streams of the Vosges Mountains, France. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, **51**, 255-259.
25. J.-P. BLAUDIN, A. LAMBRECHTS, M. PALLY, 1991 - Utilisation des mousses aquatiques comme bioindicateurs de contamination radioactive. *Hydroécol. appl.*, **3**, 209-240.
26. B. CLAVERI, E. MORHAIN, C. MOUVET, 1994 - A methodology for the assessment of accidental copper pollution using the aquatic moss, *Rhynchostegium riparioides*. *Chemosphere*, **28**, 2001-2010.
27. A. KOHLER, 1975 - Submerse Makrophyten und ihre Gesellschaften als Indikatoren der Gewässerbelastung. *Beitr. Natukd. Forsch. Sudwestschl.* **34**, 149-159.
28. N.-T.H. HOLMES, 1993 - Focus on Nature Conservancy. 4 - Typing British rivers according to their Flora. Nature Conservancy Council, Shrewbury, 194 p.
29. P. DAGET, M. GODRON, 1982 - Analyse fréquentielle de l'écologie des espèces dans les communautés. Masson, Paris, 163 p.
30. J. HAURY, 1992 - Macrophytes du Trieux (Bretagne-Nord), III : Relations macrophytes-qualité des eaux. *Bull. Soc. Sc. nat. Ouest de la France, Nouv. Sér.* **12**, 141-154.
31. H. CODHANT, G. VALKMAN, J. HAURY, A. DUTARTRE, 1991 - Les macrophytes aquatiques bioindicateurs de la qualité des eaux courantes - Département de la Lozère. Rapp. Contr. *Cemagref Bordeaux* et *INRA Rennes*, 146 p.
32. H. DANIEL, 1993 - Relations entre les macrophytes et la qualité des cours d'eau. Mém. D.E.A. Sci. Techn. Environ. Univ. Paris XII, Lab. Ecol. hydrobiol. *INRA Rennes*, 39 p. + 19 p. ann.

33. C. NEWBOLD, N.-T.H. HOLMES, 1987 - Nature conservation : water quality criteria and plants as water quality monitors. *Water Pollution Control* **86**, 345-364.
34. S. MULLER, 1990 - Une séquence de groupements végétaux bio-indicateurs d'eutrophisation croissante des cours d'eau faiblement minéralisés des Basses Vosges gréseuses du Nord. *C. R. Acad. Sci. Paris*, **310**, Sér. III, 509-514.
35. R. CARBIENER, M. TREMOLIERES, J.-L. MERCIER, A. ORSTSCHEIT, 1990 - Aquatic macrophyte communities as bioindicators of eutrophication in calcareous oligosaprobe stream waters (Upper Rhine plain, Alsace). *Vegetatio*, **86**, 71-88.
36. Standing Committee of Analysis (H.M.S.O.) Methods for the use of aquatic macrophytes for assessing water quality 1985/1986. Her Majesty's Stationery Office, London, 1987, 176 p.
37. A. EMPAIN, J. LAMBINON, C. MOUVET, R. KIRCHMANN, 1980 - Utilisation des bryophytes aquatiques et subaquatiques comme indicateurs biologiques de la qualité des eaux courantes. In P. PESSON (Ed.) : La pollution des eaux continentales - Incidences sur les biocénoses aquatiques (2^e éd.), 195-223, Gauthier-Villars, Paris.
38. G. WIEGLEB, 1983 - A phytosociological study of the macrophytic vegetation of running waters in Western Lower Saxony (Fed. Repub. Ger.). *Aquat. Bot.*, **17**, 251-274.
39. C. BALOCCO-CASTELLA, 1986 - Les macrophytes aquatiques des milieux aban- donnés par le Haut-Rhône et l'Ain : diagnostic phyto-écologique sur l'évolution et le fonctionnement de ces écosystèmes. Thèse Doct. Univ. Lyon I, 150 p. + ann.
40. M. TREMOLIERES, R. CARBIENER, A. ORTSCHHEIT, J.P. KLEIN, 1994 - Changes in aquatic vegetation in Rhine floodplain streams in Alsace in relation to disturbance. *J. Veg. Sci.*, **5**, 169-178.
41. S.-M. HASLAM, P.-A. WOLSELEY, 1981 - River vegetation - Its identification, assessment and management. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 154 p.
42. L. De LANGE, J.-C.J. Van ZON, 1993 - A system for the evaluation of aquatic biotops based on the composition of the macrophytic vegetation. *Biol. Conserv.* **25**, 273-284.
43. J. HAURY, 1991 - Les macrophytes comme facteurs structurant les peuplements piscicoles. Comm. Conseil Scientifique "Structure des Peuplements piscicoles", Paris, 27 Mars 1991, INRA Ecol. hydrobiol. Rennes, 19 p.
44. P. VANDER-BORGHT, B. SKA, A. SCHMITZ, R. WOLLAST, 1982 - Eutrophication de la rivière Semois : le développement de *Ranunculus* et ses conséquences sur l'écosystème aquatique. In SYMOENS J.J., HOOPER S.S., COMPERE P. (Eds.) Studies on aquatic vascular plants, 340-345, Soc. R. Bot. Belgique, Bruxelles.
45. F.-H. DAWSON, W.-N. ROBINSON, 1984 - Submerged macrophytes and the hydraulic roughness of a lowland chalkstream. *Verh. int. Verein. theor. angew. Limnol.*, **22**, 1944-1948.
46. H. CODHANT, A. DUTARTRE, 1993 - Distribution et quantification de la végétation macrophytique en grand cours d'eau. Cas du fleuve Charente. Etude stationnelle. *Cemagref* Bordeaux, Division Qualité des Eaux, 62 p. + ann.
47. G. BORNETTE, 1992 - Analyse synchronique et diachronique du fonctionnement des chenaux tressés du Rhône effet des perturbations hydrauliques. Thèse Doct. Univ. Lyon I, 157 p.

48. M.-C. PELTRE, L. LEGLIZE, 1992 - Essais d'application d'un protocole hiérarchisé pour l'étude des peuplements végétaux aquatiques en eau courante. Ass. nat. Prot. Plantes, 15ème Conférence internationale du COLUMA. Versailles, 1049-1057.
49. J. LE BARS, 1993 - Relations macrophytes-qualité des cours d'eau - Application à cinq affluents du Scorff (Bretagne-Sud). D.A.A. ENSA Rennes & Lab. Ecol. hydrobiol. INRA Rennes, 42 p. + ann.
50. J. Jr. CAIRNS, P.-V. McCORMICK, B.-R. NIEDERLEHNER, 1993 - A proposed frame- work for developing indicators of ecosystem health. *Hydrobiologia* **263**, 1-44.

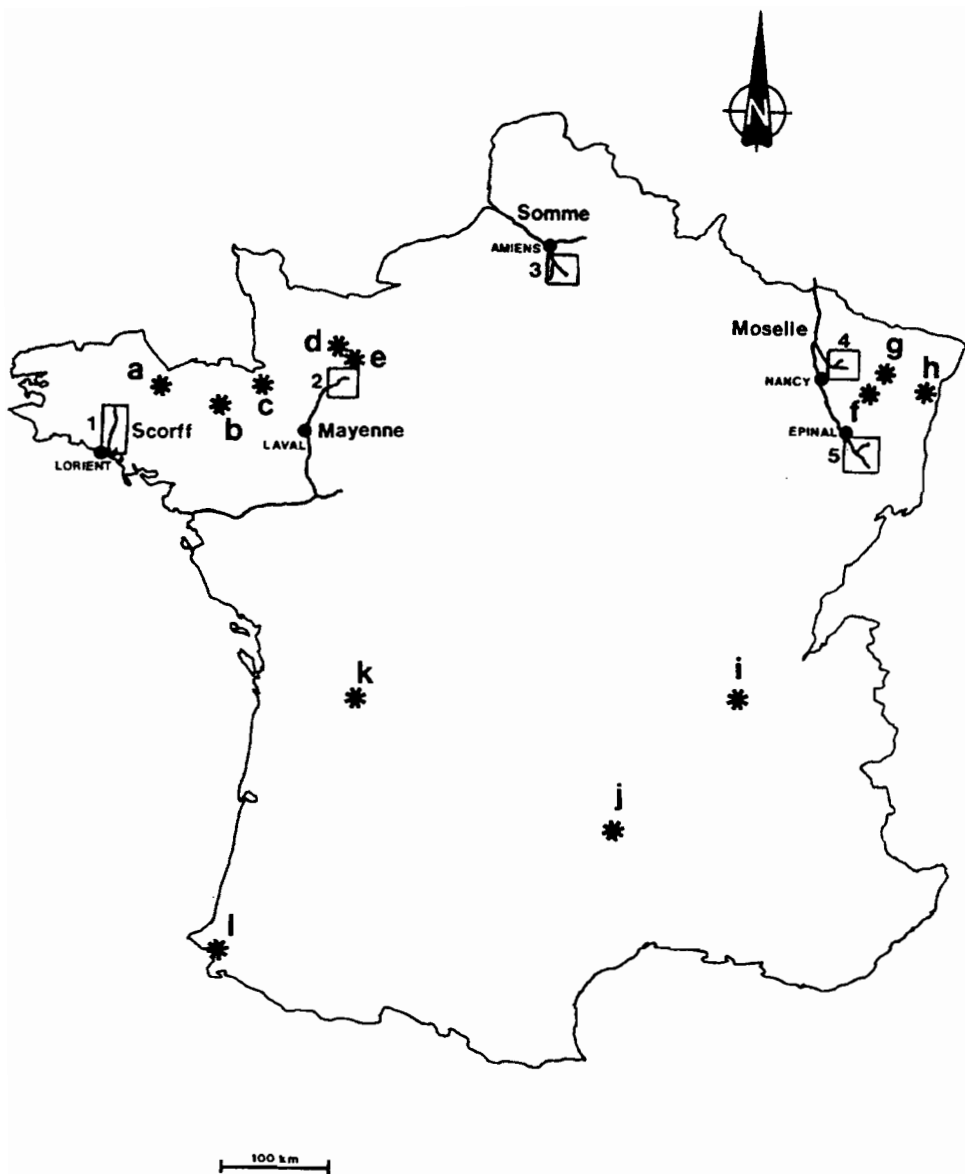


Figure 1 - Principaux sites d'où sont extraits les exemples traités

Légende : 1. Scorff ; 2. Tilleul ; 3. Avre et Noye ; 4. Petite Seille ; 5. Moselotte.
 a. Trieux ; b. Flume ; c. Couesnon ; d. Orne (Rabodanges) ; e. ruisseaux du parc Normandie-Maine ;
 f. Vézouze ; g. Vosges du Nord ; h. Ried alsacien ; i. chenaux tressés du Haut-Rhône et de l'Ain ;
 j. Lozère ; k. Charente ; l. Nivelles.

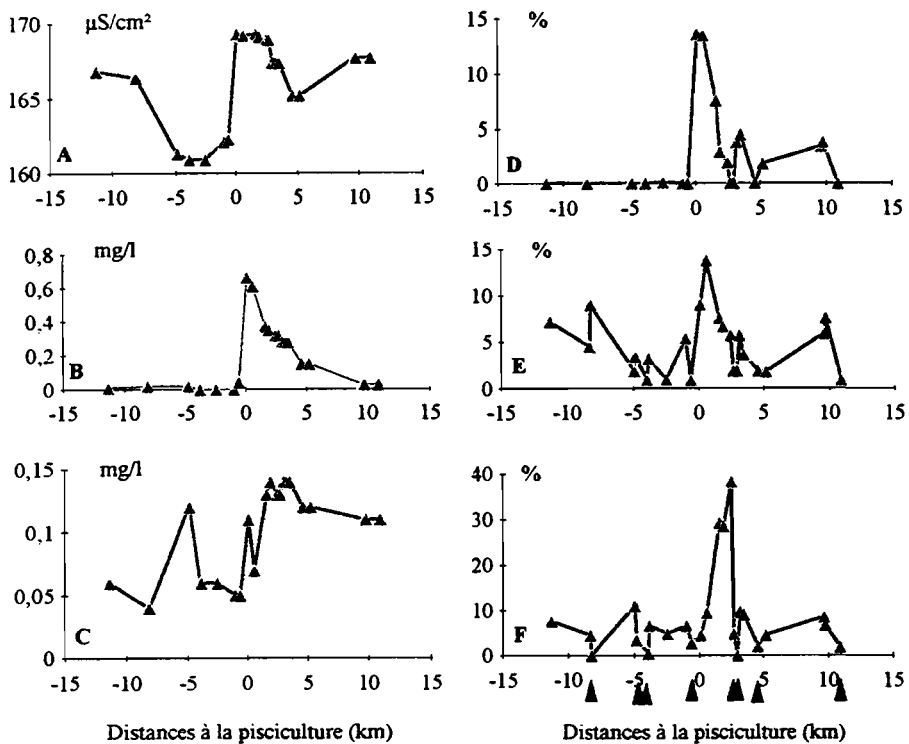


Figure 2 - Effets de la pisciculture de Pontcalleck sur la conductivité (A), l'ammonium (B), les orthophosphates (C), les recouvrements de *Leptodictyum riparium* (D), de *Callitriche hamulata* (E) et de *Fontinalis antipyretica* (F) (DANIEL, 1993)

Légende : les flèches indiquent les zones profondes

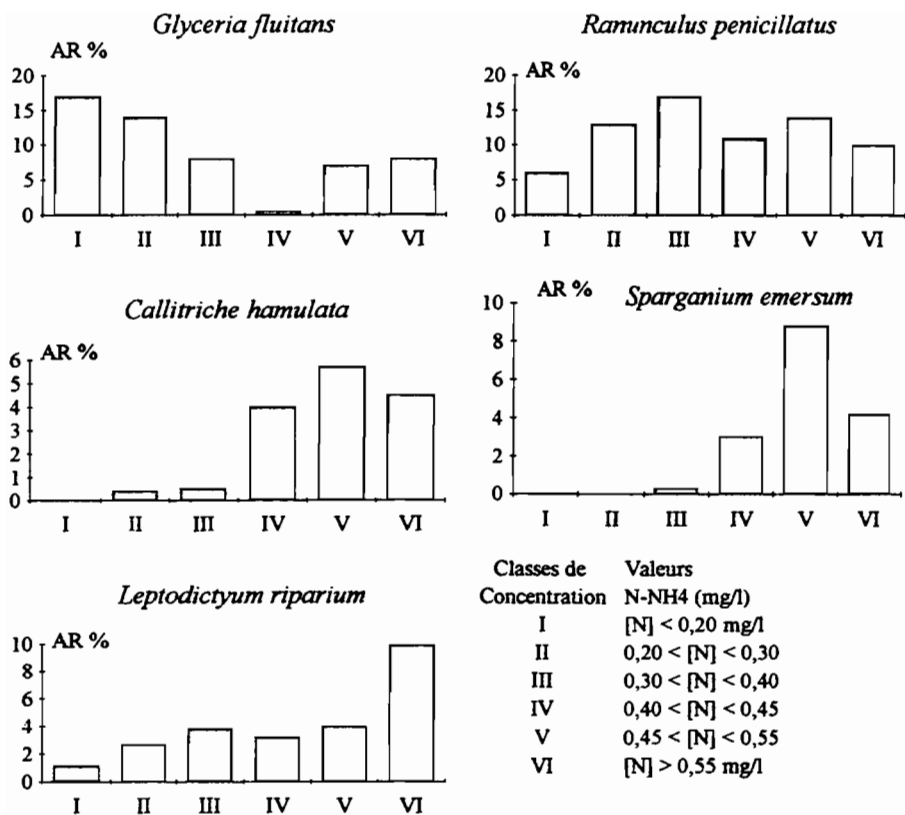


Figure 3 - Profils écologiques en abondance relative de 5 espèces sur le Trieux (HAURY, 1990)

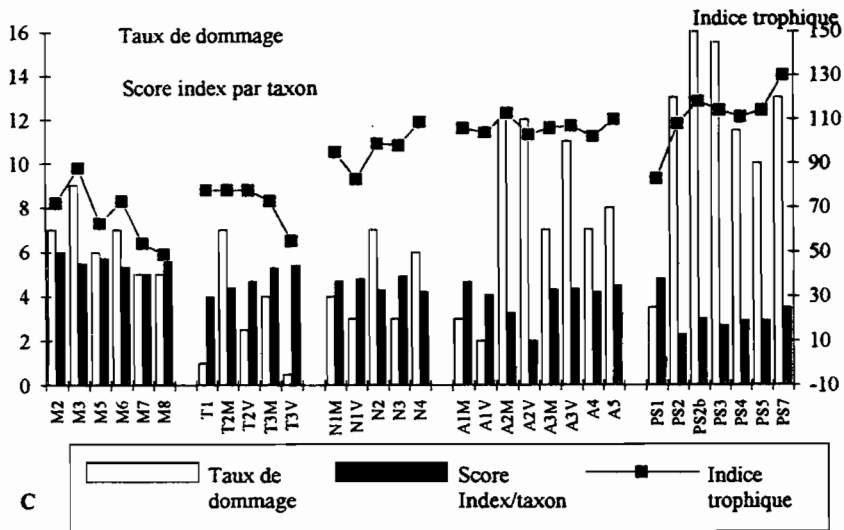
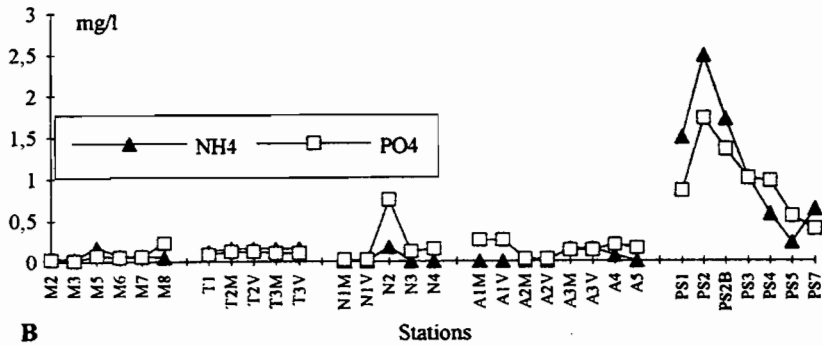
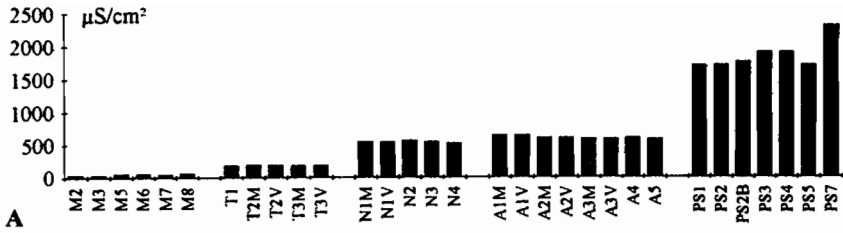


Figure 4 - Evolution de la conductivité (A), de l'ion ammonium et des orthophosphates (B) et de trois indices macrophytes (C) sur une sélection de 5 rivières (HAURY & PELTRE, 1993)
Légende : M. Moselotte ; T. Tilleul ; N. Noye ; A. Avre ; PS. Petite Seille.

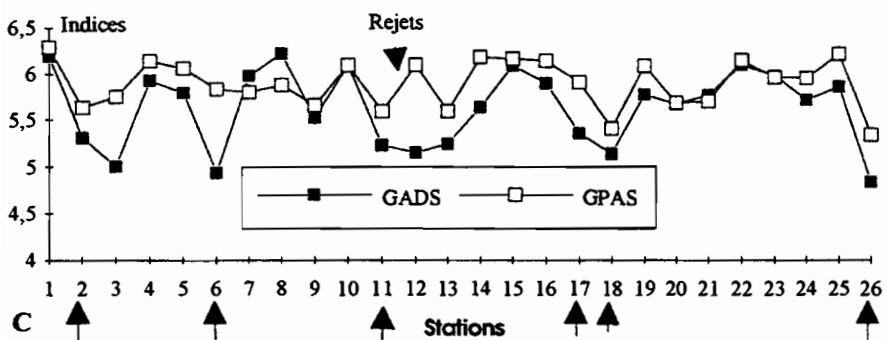
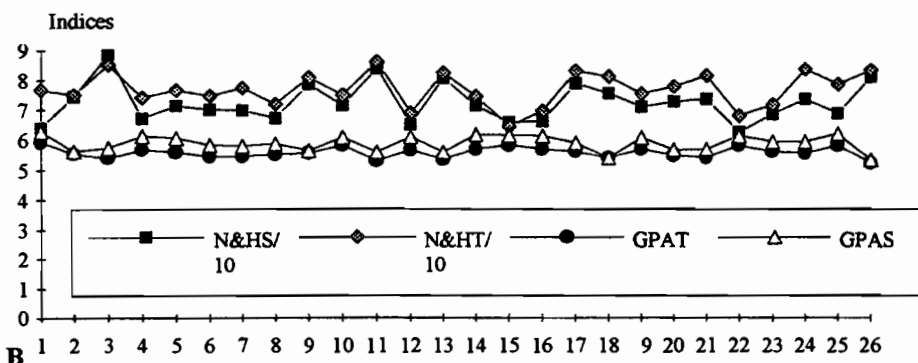
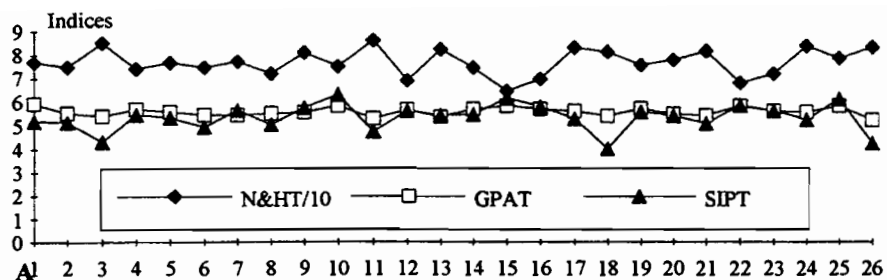


Figure 5 - Variations des indices macrophytes autour de la pisciculture de Pontcalleck.
 A. indices sur la présence-absence sur l'ensemble des espèces ; B. comparaison total et sténoèces ; C. comparaison présence-absence/abondance relative.

Légende : N & HT/10 : indice trophique total (divisé par 10) ;
 GPAT : indice GIS de présence-absence total ; SIPT : score index par taxon ;
 N & HS/10 : indice trophique des sténoèces (divisé par 10) ;
 GPAS : indice GIS de présence-absence des sténoèces ;
 GADS : indice GIS d'abondance relative des sténoèces.

Les flèches correspondent aux secteurs profonds.

**Le macrobenthos et "l'état de santé"
des eaux douces
Fondements, contraintes et perspectives**

**Macrobenthos and "state of health" of freshwater : bases,
limits and prospects**

Jean VERNEAUX

**Professeur, Directeur de l'Institut des sciences et
des techniques de l'environnement (ISTE)
de l'Université de Franche-Comté**

Résumé

Les macroinvertébrés benthiques constituent l'un des outils les plus utilisés pour la définition des types de systèmes et l'appréciation de l'état de santé des eaux douces, principalement les eaux courantes. L'analyse de nombreux travaux relatifs à l'utilisation du macrobenthos pour l'appréciation des qualités des eaux continentales montrent que les études se répartissent en deux groupes : d'une part, les analyses biocénologiques ou typologiques comparatives qui permettent de détecter des perturbations, parfois légères, et de donner une mesure de l'impact d'une modification donnée du milieu; d'autre part, les méthodes proposant d'emblée une évaluation qualitative des milieux. L'évaluation des méthodes pratiques appliquées à l'étude de l'écologie du macrobenthos montre la nécessité d'approfondir les connaissances de base en systématique et en méthodologie d'échantillonnage et de développer les travaux sur les structures et le mode de fonctionnement des hydrosystèmes.

Abstract

The benthic macroinvertebrates are one of the most used tools for defining ecosystem types and for assessing the state of health of freshwater, principally running waters. A review of many works on the use of macrobenthos to assess the quality of continental waters shows that the studies can be divided into two groups. On the one hand, there are biocenotic or typologic comparative analyses which allow somewhat slight disturbances to be detected and the impact of a given modification of the environment to be measured. On the other hand, there are methods that directly propose a qualitative assessment of the environments. The assessment of the practical methods applied to the study of the macrobenthos ecology shows the need to study thoroughly the basic knowledge on systematics and sampling methodology, and to improve the work on hydrosystems structures and functioning.

I. Fondements

A. Déterminisme général et expression biologique synthétique des milieux

La définition du type et de l'état général d'un système aquatique (étang, lac, ou cours d'eau) par l'analyse de la communauté qu'il héberge résulte de l'application du principe général de causalité que l'on peut exprimer sous la forme relative du "principe d'analogie" : dans une région biogéographique donnée, à des milieux semblables (dont les complexes mésologiques sont équivalents) correspondent des peuplements analogues (statistiquement similaires).

Le caractère intégrateur des espèces, croissant avec la complexité anatomique et fonctionnelle des organismes, et le jeu de relations multiples (entre individus, espèces, paramètres, peuplement et milieu) aboutissent à l'établissement de communautés structurées exprimant de façon conjointe le type et le niveau d'altération des milieux. La phytosociologie repose sur le même principe en reconnaissant à l'association d'espèces une signification écologique propre (Guinochet, 1955).

Les dégradations du milieu se traduisent par des modifications plus ou moins rapides et accentuées des édifices biologiques et la méthode idéale, et irréalisable, reposerait sur un bilan quantitatif de toutes les espèces de l'édifice biologique, des protistes aux poissons, qui serait suivi d'une analyse mathématique adéquate débouchant sur une expression numérique simple. (Dickman, 1968). L'idée est intéressante à condition de rechercher d'autres unités d'analyse que l'espèce et d'autres formes d'expression des caractéristiques des communautés complexes que des "indices de diversité". Les travaux sur l'aspect fonctionnel de la biodiversité et sur le métabolisme des systèmes vont dans ce sens.

La méthodologie d'appréciation de "l'état de santé" (Goodnight 1973) d'un milieu aquatique est constituée des diverses formes d'expression de la nature, de l'amplitude et de la signification écologique des modifications biocénétiques.

Dans le domaine du contrôle de la pollution, Warren (1971) a souligné l'intérêt d'une évaluation des changements affectant les communautés en tant qu'expression des modifications du milieu : " the inhabitants should be biological indices of environmental changes".

Les analyses biologiques apparaissent non comme des "compléments" aux analyses physiques et chimiques, nécessairement partielles et relevant de la recherche des causes probables, mais comme les outils de base de la mise en évidence et de l'évaluation des altérations des systèmes aquatiques.

B. Complexes paramétriques

Un peuplement donné constitue la résultante d'un complexe socio-écologique dont la dissociation causale est d'autant plus problématique qu'elle se veut précise. Chaque biocénose exprime un complexe de facteurs, connus ou inconnus, dont les actions sur les espèces peuvent se situer à des échelles dimensionnelles très différentes, de la zone biogéographique aux microbiotopes.

Il est difficile de donner la mesure des influences respectives du cycle thermique, des teneurs en sels nourriciers ou en matières organiques, de la structure de l'habitat, des conditions hydrodynamiques, des mosaïques d'habitats ou des micropolluants dans l'installation d'une biocénose donnée, expression globale d'un ensemble de relations multidimensionnelles. Les diverses composantes d'un complexe mésologique sont fonctionnellement indissociables et toute modification de l'une d'elle se répercute sur l'ensemble et induit des changements qualitatifs et quantitatifs du peuplement qui affectent en retour les caractéristiques du milieu, en particulier la qualité de l'eau. Le cas des proliférations algales, induites par des excès de nutriments et constituant une pollution différée, est à ce titre exemplaire.

L'action d'un paramètre donné sur les espèces n'est pas indépendante des valeurs que présentent les autres facteurs (cf. "loi du minimum" de Liebig, "règle" de Kühnelt...) et la notion "d'équivalence" se substitue à celle "d'identité" des milieux (Verneaux 1973) .

Cette dynamique complexe et cette relativité incitent à beaucoup de prudence au cours de la définition des significations précises qu'il convient d'accorder aux espèces et expliquent dans une large mesure les différences, voire les contradictions, relevées dans des données autécologiques issues de la généralisation d'observations locales ou circonstancielles.

Ceci n'exclut pas la possibilité de définir des espèces témoins ou repères de types d'écosystèmes ou de degrés d'euryécie ; le J.O. des Communautés européennes (94/C 222) mentionne l'importance de la présence de ces "espèces clés" associées à des types de milieux non ou peu dégradés.

C. Différenciation typologique et impacts anthropiques

La différenciation typologique, des complexes paramétriques et corrélativement des communautés, est incluse dans toute diagnose écologique et les critères, mésologiques et biologiques, sont relatifs aux types de milieux.

Winkler (1964) a souligné que toute tentative de hiérarchisation des sensibilités spécifiques contient le risque d'une confusion entre distribution typologique fondamentale et impacts anthropiques et la correspondance globale entre *preferendum* écologique et degré d'euryécie a été mentionnée par divers auteurs (Berthélémy 1966, Verneaux *op. cit.*, Mouthon 1980).

L'adaptation des critères "d'état de santé" aux types de milieux implique que les appréciations qualitatives et les études d'impacts anthropiques, soient effectuées par comparaison à des référentiels établis antérieurement ou résultant de l'analyse comparative de milieux peu modifiés et peu pollués (J.O. Comm. eur., annexe II, *op. cit.*).

- Pertes des références et officialisation des dégradations

Lorsque de tels référentiels font défaut, l'interprétation des relevés faunistiques actuels est problématique et l'on observe une officialisation des dégradations affectant les milieux, du fait de l'intégration progressive des modifications successives imputables à des actions anthropiques. Le "river

continuum" proposé par Vannote et al. (1980), qui constitue, en ce qui concerne le macrobenthos, une explication partielle (composantes trophiques) et particulière (apports allochtones issus de bassins versants apicaux forestiers) du continuum biologique théorique de l'écosystème "eau courante" (Verneaux op. cit.), peut aboutir à une normalisation de la dégradation longitudinale des cours d'eau par excès de nutriments (sels d'azote et de phosphore).

Le même phénomène s'observe au niveau de l'interprétation des analyses chimiques et de la proposition de critères ou de normes davantage adaptés à des usages particuliers ou simplement à des états de fait (constat d'impuissance) qu'aux biocénoses potentielles des systèmes non dégradés.

D. Pollution et facteurs de dégradation

La pollution (souillure) de l'eau et des sédiments constitue un sous-ensemble, souvent très complexe, de l'ensemble des facteurs de la dégradation des systèmes et la rectification d'un lit mineur (destruction des mosaïques d'habitats) d'une rivière ou la présence d'un grand barrage aboutissent de la même façon que des rejets d'eaux résiduaires, à des modifications des édifices trophiques et à des simplifications plus ou moins accentuées des zoocénoses benthiques.

Estimer le degré de dégradation générale d'un site, puis en analyser les causes, en particulier faire la part de la pollution de l'eau, constituent des exercices différents nécessitant le concours de méthodes complémentaires susceptibles de fournir des indications qualitatives sur l'ensemble considéré, puis sur ses composantes (eau, sédiment, lit, berge, nappe....).

En application usuelle, il convient au moins de distinguer l'appréciation de la qualité générale d'un système de celle de l'eau, l'étude des milieux de celle des pollutions ou des impacts d'aménagements. Il semble également nécessaire de s'attacher à différencier le niveau trophique d'un système (potentiel nutritif) de son statut trophique qui rend compte de l'utilisation du potentiel (aspect fonctionnel - conditions de transformation et de transfert de la matière disponible aux réseaux consommateurs).

II. Le macrobenthos et l'analyse de la biodiversité

Les macroinvertébrés benthiques, avec une grande variété [(environ 125 familles, 700 genres et près de 3800 espèces répertoriées en Europe (*in* Illies & coll. 1978)], des durées de vie allant de quelques mois à 3 ans et des niches écologiques très variées parmi les organismes consommateurs à pouvoir intégrateur élevé ont, depuis longtemps - de la classification trophique des lacs de Thienemann (1920) ou l'"Artenfehlbetrag" de Kohte (1962)- constitué l'un des outils les plus utilisés pour la définition des types de systèmes et l'appréciation de l'état de santé des eaux douces, principalement des eaux courantes qui ont fait l'objet de nombreuses recherches à partir des années 60.

Le ministère de l'Environnement vient de diffuser récemment une très utile étude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux continentales (agences de l'Eau, 1993).

Une centaine de travaux utilisant la macrofaune benthique ont été répertoriés et 23 méthodes font l'objet d'une fiche et d'une analyse ne comportant cependant pas d'indication sur les fondements méthodologiques et la pertinence des interprétations proposées.

Le tableau suivant donne la répartition des travaux analysés selon les objectifs annoncés et les types de méthodes utilisées (quatre méthodes récentes ont été ajoutées)

Qualité globale d'un milieu et (ou) qual. de l'eau 72	Evaluation des pollutions organiques 13	Evaluation de niveaux trophiques ou de dégradation 12	Impacts d'aménagement 2	
Indices de qualité 78	Biotypologies* 16	Indices de diversité et de similarité 21	Analyses multivariées* 12	Ecotoxicologie 8

* souvent conjointes

On observe la concordance entre indices et qualité générale, cependant assez fréquemment confondue avec la qualité de l'eau ou un niveau global de pollution.

Cet objectif et ces méthodes caractérisent très logiquement l'utilisation des macro-invertébrés dont les communautés constituent une expression synthétique des complexes mésologiques. La faune benthique considérée globalement et de façon simplifiée (taxons supraspécifiques) est surtout appliquée à l'étude des eaux courantes et les Diptères Chironomidés (avec près de 1500 espèces) les Oligochètes et les Mollusques sont à la base des travaux relatifs aux lacs s'appuyant généralement sur la différenciation des espèces.

On remarque que de nombreuses propositions comme celles de Wiederholm (1980), Saether (1975), ou Lang (1985) expriment de manière indifférenciée des niveaux trophiques, des degrés de pollution et des statuts trophiques (modes de fonctionnement).

A l'exception des travaux relevant de l'Ecotoxicologie toutes les méthodes proposées utilisent des combinaisons des principaux critères d'analyse de la biodiversité, surtout des deux premiers, mentionnés ci-après.

- *La nature des taxons*, peut varier selon les approches de la classe à l'espèce, parfois aux sous-espèces et aux formes tératologiques.

La plupart des méthodes comprennent des hiérarchisations de taxons selon des critères variables (degré général d'euryécie - polluosensibilité globale - saprophilie - affinité trophique...). Le problème essentiel étant celui de la concordance entre le classement des organismes et l'indication proposée, ces hiérarchisations sont toujours discutables, et discutées, et l'on peut estimer que leur validité dépend de la pertinence des recherches écologiques effectuées préalablement.

Il a déjà été souligné (Vermeaux 1973) que ces classifications simplifiées doivent être issues de recherches préalables sur les structures des communautés et l'analyse de leurs relations avec les composantes du milieu. La prise en compte des modes de vie et des fonctions des organismes est implicite dans les recherches typologiques, mais peut constituer une approche spécifique.

On observe que le recours, dans les méthodes pratiques, à des unités taxonomiques supra-spécifiques, par exemple le genre (Mouthon 1993) ou la famille dans l'IBG (Vermeaux 1982) et les "score systems" (Armitage & al. 1983), se traduit par une perte d'informations et une moindre sensibilité, mais permet d'éviter les particularités typologiques par l'intégration des vicariances spécifiques. Pour les insectes à stades aquatiques une identification au genre pourrait constituer un compromis satisfaisant.

- *La variété ou richesse taxonomique*, dépend des unités d'analyse retenues. Ce critère essentiel est parfois confondu avec la biodiversité.
- *La densité ou abondance des individus*, globale ou relative aux taxons ou à des groupes de taxons, est rapportée à des unités spatiales (surface, volume) ou à des efforts de capture, parfois mais de façon très discutable, à des durées de prospection (*auct in* Mouthon & Faessel 1978).

On note que les coefficients intrinsèques de développement des populations étant différents d'une espèce ou d'un genre à l'autre, le problème de l'établissement de classes d'abondance, ou de façon plus générale de la transformation des valeurs brutes, constitue une phase très importante du traitement mathématique des données.

- *La fréquence ou occurrence ou constance* est relative à un protocole d'échantillonnage donné, stratifié ou aléatoire, fixant le nombre des relevés.
- *Les organisations ou structures des milieux et des communautés* peuvent être recherchées à divers niveaux d'intégration (fonctions, populations, peuplements) et à diverses dimensions (microhabitat, faciès, station, système, aire géographique...). En la matière les programmes informatiques actuellement disponibles constituent des outils très performants toutefois susceptibles de conduire, lorsqu'ils sont insuffisamment maîtrisés, à des conclusions évidentes ou discutables, les proximités topologiques se prêtant à toutes les interprétations possibles et les corrélations n'impliquant pas de relations causales. Par ailleurs, la qualité du produit dépend d'abord de celle du grain que l'on apporte au moulin.

D'une manière générale, l'analyse bibliographique met en relief le contraste existant entre le grand nombre d'analyses biologiques pratiquées, dont la variété justifie cette remarque de Bartsch et Ingram (1966) observant qu'il y avait "autant de méthodes que de biologistes travaillant sur le sujet" et le faible nombre des propositions comprenant un protocole d'analyse comparative, statistiquement fondé et reproductible.

Par ailleurs, le problème des relations susceptibles de s'établir dans l'espace et dans le temps entre les divers critères biologiques et les composantes mésologiques (paramètres physiques et chimiques) est posé : il constitue un objectif majeur de la recherche écologique et un préalable essentiel à la proposition de méthodes, d'objectifs et de critères de qualité. Les indications propres aux diverses méthodes doivent être démontrées et clairement exposées afin de permettre aux utilisateurs de mieux adapter le choix des méthodes à la nature des problèmes posés.

III. Méthodes et recherches

Si l'on se réfère aux demandes et observations formulées, depuis une vingtaine d'années, par les utilisateurs et les instances internationales, la méthode pratique souhaitée devrait être :

- suffisamment simple afin d'être mise en œuvre par des techniciens, au terme d'une formation spécifique de courte durée,
- susceptible d'apporter réponse à tous les problèmes posés,
- susceptible d'application générale à tous les types de systèmes diversement modifiés,
- présenter les qualités d'un bon appareil de mesure à la fois sensible, précis, juste et fidèle (!).

La confrontation de ces souhaits aux contraintes et difficultés précédemment évoquées, souligne leur caractère contradictoire et la nécessité de préciser conjointement les spécificités méthodologiques et la nature de la demande.

A. Eléments constitutifs d'une méthode

L'incertaine appréciation de la validité des différentes méthodes et les ambiguïtés relevées au niveau de la signification des résultats, paraissent provenir en grande partie de l'imprécision des protocoles méthodologiques et des spécificités indicatrices des méthodes proposées dont aucune ne saurait être considérée comme universelle (Verneaux 1984, Lafont 1992,) ni être appliquée sans discernement.

Afin d'éviter les ambiguïtés et faciliter le choix des utilisateurs une méthode spécialisée ou pratique, devrait comporter les éléments suivants :

- une définition de l'objectif poursuivi, du domaine d'application et de la signification des résultats,
- une stratégie précise et reproductible d'échantillonnage,
- un répertoire des taxons utilisés et les références des ouvrages permettant leur identification,
- un protocole d'analyse des données et d'expression des résultats,

- les éléments permettant l'interprétation des résultats suivis d'exemples démonstratifs,
- un répertoire des travaux fondamentaux justifiant les éléments de la méthode.

Les divers éléments constitutifs d'une méthode nécessitent des recherches spécifiques et la constitution d'un ensemble de biotechnologies fiables adaptées à la diversité de la demande passe par le développement préalable des recherches fondamentales.

B. Observations et perspectives

1. Observations

L'analyse de très nombreux travaux relatifs à l'appréciation des qualités des eaux continentales à l'aide du macrobenthos conduit à distinguer deux grands types d'études.

- Un premier groupe, très varié, contient toutes les analyses biocénétiques ou typologiques comparatives nécessitant la détermination des espèces, permettant de détecter des perturbations, parfois légères et de donner une mesure de l'impact d'une modification donnée du milieu. Les travaux relevant de l'Ecotoxicologie que l'on doit distinguer des expérimentations réalisées en laboratoire (Toxicologie), ainsi que ceux relevant de la Biologie cellulaire et moléculaire, incluant la Cytotaxonomie, doivent être joints à ce groupe d'approches spécialisées.

La principale difficulté paraît alors se situer au niveau du passage des résultats expérimentaux à l'élaboration de méthodes généralisables.

- Le second groupe comprend les méthodes proposant d'emblée une évaluation qualitative des milieux. Les difficultés précédemment évoquées - on pourrait débattre indéfiniment de la hiérarchisation des taxons selon leur tolérance écologique générale ou leurs sensibilités particulières ou encore de la possibilité d'exprimer un ensemble très varié d'informations sous une forme numérique simple - justifient le fait que le plus grand nombre de méthodes se limitent à une évaluation objective de l'aptitude biogène globale des systèmes toutes causes confondues.

L'appréciation de l'intensité des pollutions organiques, associées à des enrichissements en sels minéraux, peut être réalisée de façon très satisfaisante à l'aide des séries de microorganismes se succédant au cours des processus d'autoépuration, mais l'extension de ces méthodes aux macroconsommateurs (Liebmann, 1962, Sladeczek 1973) introduit la confusion entre la saprobiontie et le degré d'euryécie des espèces.

Les nombreuses confrontations méthodologiques (Knöpp, 1976- Lafont & al. 1988- Bazerque & al, 1989) montrent surtout que l'on a confronté des indications de nature différente et que le problème essentiel n'est pas d'élaborer des indices, déjà très nombreux, mais de préciser ce qu'ils sont susceptibles d'indiquer.

2. Perspectives

- L'échantillonnage

Tout protocole d'analyse comparative reposant sur l'échantillonnage pratiqué, un point essentiel est constitué par l'établissement de stratégies d'échantillonnage adaptées à l'outil et aux critères utilisés ainsi qu'à l'objectif poursuivi. La technique et le protocole d'échantillonnage doivent être issus de recherches spécifiques.

Les insectes à imagos aériens constituant l'essentiel de la macrofaune, un problème particulier est celui de l'établissement des correspondances entre les stades aquatiques nécessaires à l'écologie et les imagos permettant la détermination des espèces. Lorsque les exuvies nymphales permettent les déterminations spécifiques, comme chez les Diptères Chironomidés (Langton, 1991), l'analyse préalable des relations entre les captures d'exuvies flottantes soumises à dérive et le benthos en place paraît nécessaire.

- La systématique

Les observations précédentes mettent l'accent sur l'importance de la systématique et donc du développement de la taxonomie des formes larvaires, nymphales et imaginaires. Les travaux récents conduisent à suggérer la révision de nombreux genres.

Ainsi, Reiss (comm. pers. 1994) estime que la différenciation des espèces du genre *Chironomus* n'est actuellement pas fiable mais la même remarque peut s'adresser à de nombreux autres genres ou groupes d'insectes aquatiques (*Cladotanytarsus*, *Procladius*, *Heptageniidae*, *Hydropsychidae*...)

Dans son plan d'action 94-96 le CNRS souligne l'intérêt d'associer la systématique moléculaire aux autres disciplines relevant de la biologie des populations et la coordination des différentes approches de la différenciation spécifique (écologique, éthologique, morpho-anatomique, cellulaire, moléculaire) paraît particulièrement indiquée dans la mesure où la définition de l'outil de travail conditionne les recherches sur la structure et la dynamique des communautés.

- La clarification des concepts

Nous avons préalablement souligné que, si le niveau d'intégration des insectes était particulièrement favorable à l'établissement de différenciations typologiques et à l'appréciation d'un état de santé général des systèmes lotiques et lénitiques, leur caractère indicateur s'avérait d'autant moins pertinent que croissait la spécificité de l'objectif poursuivi.

En ce qui concerne les Mollusques, Mouthon (1992) arrive aux mêmes conclusions et propose un indice de qualité générale des lacs reposant sur le caractère intégrateur de l'interface eau/sédiment dominé par les conditions d'oxydo-réduction et la teneur en matière organique. On observe que la classification proposée par cet auteur correspond dans les grandes lignes à celle obtenue par une analyse comparative de la macrofaune, essentiellement chironomidienne (Verneaux & al. 1993).

Lafont (1989) après avoir souligné le caractère globalement saprobionte et euryèce des Oligochètes, peu propices à l'établissement de typologies horizontales, souligne l'intérêt de ces organismes pour l'évaluation des charges organiques, de l'intensité des échanges entre nappe et lit mineur et surtout du niveau de contamination des sédiments par des substances toxiques (Rosso & al. 1993).

L'utilisation adéquate d'un groupe faunistique, en fonction de ce qu'il est susceptible d'indiquer est tributaire du développement des recherches en Ecologie.

Si les interprétations des analyses du macrobenthos des eaux courantes conduisent très exceptionnellement les auteurs à proposer une évaluation d'un niveau trophique, généralement exprimé par l'alcalinité et les concentrations en nutriments (Mc Garrigle, 1993) les travaux sur les lacs conduisent depuis très longtemps (Thieneman 1920) à cette seule hiérarchisation trophique bien que des auteurs comme Lundbeck (1926), Brundin (1949) ou Prat (1978) aient souligné les influences prépondérantes de la température, de l'oxygène dissous et de la teneur en matière organique des sédiments dans la différenciation biologique des lacs ainsi que l'absence de relation constante entre les conditions d'oxydoréduction et le niveau trophique.

L'amalgame de phénomènes différents et non corrélés de façon constante dans le fourre-tout que constitue le niveau trophique au sens large (concentrations en nutriments, production primaire, dégradation physique et chimique de l'eau, teneur des sédiments en matières organiques, régime thermique, morphométrie...) aboutit à des confusion préjudiciables aux interprétations nuancées et objectives du mode de fonctionnement des systèmes écologiques.

L'assimilation quasi officielle du phénomène d'eutrophisation à la pollution (OCDE, 1982 *in* Ryding & Rast, 1994) n'exprime pas seulement une impropriété terminologique, ce qui ne serait pas grave, mais une confusion au plan conceptuel, entre une augmentation d'intensité métabolique et des formes de dysfonctionnement.

Cependant, dès 1934 Grote opposait l'oligotrophie à la polytrophie (de plus = nombreux ou beaucoup) et la dystrophie à l'eutrophie ("harmonische See Typen"). En effet, les deux premiers qualificatifs sont quantitatifs et les seconds qualitatifs.

Il paraît nécessaire de développer les recherches sur le mode de fonctionnement des systèmes afin de permettre la différenciation, puis le repérage biologique des conditions d'oligotrophie ou de polytrophie, d'eutrophie ou de dystrophie. Ces travaux fondamentaux, nécessairement pluridisciplinaires, conditionnent la définition de concepts clairs indispensables à la proposition de méthodes fiables. Nous avons, dès 1973, souligné ce qu'il y avait d'insatisfaisant au plan de métabolisme des systèmes à considérer qu'un système de plus en plus "riche" finisse par être "désert". La question de la prise en considération des conditions du transfert de l'énergie potentielle était posée.

IV. En guise de conclusion

Les ambiguïtés, les discordances, voire les confusions relevées, les réserves formulées et les difficultés soulignées ne peuvent qu'inciter chercheurs et utilisateurs à collaborer à l'élaboration de technologies nouvelles fondées sur des recherches vectorisées.

Deux activités, que l'on oppose trop souvent : recherche et application, apparaissent comme très complémentaires, car les méthodes pratiques pertinentes ne peuvent naître que d'acquis fondamentaux qui se trouvent alors remis en cause de façon permanente.

L'analyse de plus de trois cents travaux relatifs à la typologie et à "l'état de santé des eaux continentales" conduisent à mettre l'accent sur la nécessité d'approfondir les connaissances de base en systématique et en méthodologie d'échantillonnage et de développer les travaux sur les structures et le mode de fonctionnement des systèmes (Ecophysiologie) afin de fonder les recherches causales sur des concepts précis et une terminologie rigoureuse et nuancée dans la mesure où la confusion des mots peut traduire celle de la pensée.

Le transfert des connaissances ne pouvant guère s'effectuer dans la confusion, un retour aux sources, utilisant les moyens modernes d'analyse et de synthèse, paraît souhaitable afin d'engager sur des bases fiables une navette permanente entre le réel et les réalités, la recherche et ses applications.

V. Bibliographie

Agences de l'Eau I.D.E. Environnement 1993 - *Etude bibliographique des méthodes biologiques d'évaluation de la qualité des eaux de surface continentales*. Etude inter agences n° 35, synthèse bibliographique, 257 p. Guide méthodologique, 276 p et annexes - références bibliographiques, 41 p.

P.-R. ARMITAGE, D. MOSS, J.-F. WRIGHT & M.-T. FURSE, 1983 - The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates on a wide range of unpolluted running waters site. *Wat. res.* **17** (3) : 333-347.

A.-F. BARTSCH & W.M. INGRAM, 1966 - Biological analysis of water pollution in North America. *Verh. Internat. Verein Limnol.* **16** : 786-800.

M.-F. BAZERQUE, H. LAVILLE & Y. BROUQUET, 1989 - Biological quality assessment in two rivers of the northern plain of France (Picardie) with special reference to Chironomid and Diatom indices. *Acta. Biol. Debr. Oecol. Hung.* **3** : 29-39.

C. BERTHELEMY, 1966 - Recherches écologiques et biogéographiques sur les Plécoptères et Coléoptères d'eau courante (Hydraena et Elmithidae) des Pyrénées. *Annls Limnol.* **2** (2) : 227-458.

L. BRUNDIN, 1949 - Chironomiden und andere Bodentiere der südschwedischen Urgebirgsseen. *Inst. Freshwat. Res., Drottningholm*, **30**, 914 p.

C.N.R.S. Plan d'action 1994-96 : 9-15.

M. DICKMAN, 1968 - Some indices of diversity. *Ecology*, **49** : 1191-1193.

- C.-J. GOODNIGHT, 1973 - The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. *Trans. Amer. Micros. Soc.*, **92** (1) : 1-13.
- A. GROTE, 1934 - Über den Zusammenhang zwischen dem Sauerstoffhaushalt den benthofaunistischen Besiedelungsverhältnissen und der Typenzugehörigkeit der Seen. *Int. Rev. ges. Hydrobiol. Hydrogr.* **31** 1-39.
- M. GUINOCHE, 1955 - Logique et dynamique du peuplement végétal. Masson éd., Paris, 143 p.
- J. ILLIES & coll., 1978 - *Limnofauna europaea*, 532 p.
- J.O. C.E.C. 1994. C 222. II : 6-15.
- R.-L. KAESLER, 1973 - Redundancy in data from stream surveys. *Wat. Res.*, **8** : 637-642.
- H. KNÖPP, 1976 - Comparative study of biological water assessment method. Demonstration on the river Main . *In* : Principles and methods for determining ecological criteria on hydrobiocoenoses. C.E.C. Publ., 511 p.
- P. KOHTE, 1962 - Der "Artenfehlbetrag" ein einfacher Gütekriterium und seine Anwendung bei biologischen Verfluteruntersuchungen. *Dt. Gewäss. Mittl.*, **6** : 60-65.
- M. LAFONT, 1989 - Contribution à la gestion des eaux continentales : utilisation des Oligochètes comme descripteurs de l'état biologique et du degré de pollution des eaux et des sédiments. *Mém. Thèse Doc. Etat, Univ., Lyon I*, 311 p + annexes.
- M. LAFONT, 1992 - Méthodes d'évaluation de la qualité des milieux aquatiques. *Doc. Cemagref, Lyon*, 54 p.
- M. LAFONT, M. COSTE, J.-C. WASSON & B. FAESSEL, 1988 - Comparaison de quatre indices biologiques pour apprécier l'impact de la pollution dans les cours d'eau français. *Nat. can.*, **115** : 77-87.
- C. LANG, 1985 - The oligochaete communities of the sublittoral as indicators of Lake Geneva eutrophication. *Arch. f. Hydrobiol.*, **103** (3) : 325-340.
- P.-H. LANGTON, 1991 - *A key to pupal exuviae of West Palaearctic Chironomidae*. Langton ed., 386 p.
- H. LIEBMANN, 1962 - *Handbuch der Frischwasser und Abwasser Biologie, München*. I : 588 p ; II : 1149 p.
- J. LUNDBECK, 1926 - Die Bodentierwelt norddeutscher Seen . *Arch., f. Hydrobiol. suppl.* **7** : 1-473.
- M.-L. Mc GARRIGLE, 1993 - Aspects of river eutrophication in Ireland. *Annls Limnol.* **29** (3-4) : 355-364.
- J. MOUTHON & B. FAESSEL, 1978 - Méthodes d'estimation de la qualité biologique des eaux courantes. Rapport techn. C.E.C. - C.T.G.R.E.F. et *Lab. Hydrobiol. Univ. Fr. Comté*, 20 p.
- J. MOUTHON, 1980 - Contribution à l'étude des Mollusques des eaux courantes - esquisse biotypologique et données écologiques. *Mém. Thèse 3e cycle, Univ, Paris VI*, 169 p.
- J. MOUTHON, 1992 - Snails and Bivalves populations analysed in relation to physico-chemical quality of lakes in Eastern France. I - General criteria for populations analyses. *Hydrobiologia*, **245** : 147-156.

- J. MOUTHON, 1993 - Un indice biologique lacustre basé sur l'examen des peuplements de Mollusques. *Bull. Fr. Pêche, Pisc.* **331** : 397-406.
- N. PRAT, 1978 - Benthos typology of Spanish reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, **20** : 1647-1651.
- S.-O. RYDING, & W. RAST, 1994 - Le contrôle de l'eutrophisation des lacs et des réservoirs. Masson éd., Paris, 294 p.
- A. ROSSO, A., M. LAFONT, & A. EXINGER, 1993 - Effets des métaux lourds sur les peuplements d'Oligochètes de l'Ill et de ses affluents (Haut-Rhin, France) *Annls, Limnol.* **29** (3-4) : 295-305.
- O.-A. SAETHER, 1975 - Nearctic Chironomids as indicators of Lake typology. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **19** : 3137-3133.
- V. SLADECEK, 1979 - System of water quality from the biological point of view. *Arch. f. f. Hydrobiol.* **7**, 218 p.
- A. THIENEMANN, 1920 - Biologische Seetypen und Gründung einer hydrobiologischen Anstalt am Bodensee. *Arch. f. Hydrobiol.* **13** : 347-370.
- R.-L. VANNOTE, G.-W. MINSHALL, K.-W. CUMMINS, S.-R. SEDELL, & C.-E. CUSHING, 1980 - The river continuum concept. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* **37** : 130-137.
- J. VERNEAUX, 1973 - Cours d'eau de Franche-Comté (massif du Jura). Recherches écologiques sur le réseau hydrologique du Doubs - *Essai de biotypologie*. Mém. Thèse Doc. Etat, 255 p.
- J. VERNEAUX & coll. 1982 - Une nouvelle méthode pratique d'évaluation de la qualité des eaux courantes. Un indice biologique de qualité générale (I.B.G.). *Ann. Sci., Univ. Fr. Comté, Biol. Anim.*, **4** (3) : 11-19.
- J. VERNEAUX, 1984 - Méthodes biologiques et problèmes de la détermination des qualités des eaux courantes. *Bull. Ecol.*, **15** (1) : 47-55.
- J. VERNEAUX, V. VERNEAUX & A GUYARD, 1993 - Classification biologique des lacs jurassiens à l'aide d'une nouvelle méthode d'analyse des peuplements benthiques. I - Variété et densité de la faune. *Annls Limnol.* **29** (1) : 59-77.
- C.-E. WARREN, 1971 - Biology and Water Pollution Control. *W.B. Saunders* ed. Philadelphia, 434 p.
- T. WIEDERHOLM, 1980 - The use of benthos in lake monitoring. *Journ. WPCF*, **52** (3) : 537-547.
- O. WINKLER, 1964.- Über die praktische Bedeutung der Plecopteren. *Gewäss. Abwäss.*, **34-35** : 131-138.

Les poissons comme "indicateur biologique" de l'état des écosystèmes aquatiques"

Fish as "biological indicator" of the state of aquatic ecosystems

Jean ALLARDI

Cemagref - Division Qualité des eaux - Paris

Résumé

Les poissons sont des organismes intéressants à étudier pour évaluer l'état d'un hydrosystème, car ils appartiennent à différents niveaux trophiques et ont des durées de vie relativement longues. Leur étude se heurte à des difficultés liées à la faible diversité de ce groupe, au grand nombre d'espèces non autochtones et à l'importance des repeuplements, aux difficultés d'échantillonnages des populations dans les grands cours d'eau. L'inventaire non exhaustif des principales méthodes d'études de l'écologie de ce groupe montre la variété des analyses pratiquées qui concernent aussi bien les réactions chimiques intracellulaires (biomarqueurs), les réactions à l'échelle de l'individu (respirométrie, rhéotaxie), les tests de toxicité réalisés en laboratoire que les études des communautés ou l'approche à l'échelle de l'écosystème. Les méthodes reposant sur l'étude des biomarqueurs présentent une faible signification écologique. A l'opposé, les méthodes de biomonitoring basées sur les modifications du comportement du poisson peuvent constituer un système d'alerte relativement simple.

Abstract

Fish are interesting organisms to study in order to assess the status of a hydrosystem as they belong to various trophic levels and because their life span is relatively long. This study is rendered difficult due to the little diversity of this zoological group, the great number of non autochthonous species and the importance of restockings, as well as to the problems of population sampling in large rivers. The non exhaustive inventory of the main methods for the study of this group's ecology shows the variety of the analyses performed. Such analyses concern the intracellular chemical reactions (biomarkers), as well as the individual scale reactions (respirometry, rheotaxy), the toxicity tests performed in the laboratory and community studies or the environmental scale approach. On the contrary, the biomonitoring methods based on the modifications of fish behaviour may be considered as a relatively simple warning system.

Après avoir rappelé les principales caractéristiques zoologiques des poissons, l'auteur resitue les exigences écologiques de ce groupe dans un contexte écosystémique. A l'intérieur de l'édifice biologique, l'appartenance des principales espèces de poissons à différents niveaux trophiques associée à une durée de vie relativement longue donnent à ce groupe un intérêt particulier pour l'appréciation de l'état des milieux aquatiques.

Une revue non exhaustive des principales méthodes biologiques est présentée. Les différentes voies d'approches sont resituées dans leurs échelles biologique, spatiale et temporelle respective. La nature de la réponse est présentée dans chaque cas.

En conclusion, il est proposé de mettre en relation la méthode appropriée en fonction de la nature de la demande.

I. Introduction

Les poissons occupent dans le règne animal une importance particulière, ils représentent plus de 50 % de l'ensemble des vertébrés (1). Pratiquement inféodés aux milieux aquatiques, ils ont colonisé les systèmes les plus extrêmes marins ou d'eau douce.

Malgré une apparente grande homogénéité : vie aquatique, corps recouvert par des écailles, respiration branchiale, présence d'appendices pairs, poekilothermie relativement stricte, les poissons constituent un ensemble zoologique relativement hétérogène et complexe.

D'un point de vue social et économique, ils constituent un centre d'intérêt important.

- L'exploitation des ressources marines, et à un degré moindre d'eau douce, procure une source de nourriture importante naturelle, ou après transformation. Les préoccupations nouvelles de diététique sont à l'origine d'une augmentation de la demande en matière de consommation de poissons (propriété particulière des acides gras, richesse en protéines etc.) (2) ;
- Support d'une activité de pêche de loisir qui est en pleine mutation dans les pays les plus développés (3) ;
- Objet d'un commerce important pour les espèces recherchées par les aquariophiles ;
- Enfin, les mortalités de poissons catastrophiques que l'on connaît dans les pays industrialisés sont l'expression les plus extrêmes des relations complexes entre le poisson et son environnement.

II. Le poisson dans les écosystèmes aquatiques

L'ichtyoécologie (4) nous apprend qu'une espèce ne peut se développer que si elle trouve dans son environnement, au sens le plus large (composantes abiotiques et biotiques), les conditions favorables à l'accomplissement de son cycle biologique.

Les exigences varient d'une espèce à l'autre (évolution phylogénique) et pour une espèce, ces exigences varient suivant le stade de développement (évolution ontogénique).

Cette coévolution, éminemment complexe, entre le vivant et le non vivant trouve son expression ultime dans la composition et la structure du peuplement ichtyologique.

Dans le complexe de l'édifice biologique les poissons occupent souvent les niveaux de consommation les plus élevés en particulier chez les espèces prédatrices ichtyophages. Une même espèce pouvant appartenir au cours de son cycle à plusieurs niveaux trophiques. Cette situation associée à des durées de vie relativement longues fait du poisson un organisme présentant beaucoup d'avantage pour l'évaluation de l'état de l'environnement aquatique.

Cependant cette situation se trouve limitée par :

- la faible diversité de ce groupe au moins dans les systèmes hydrographiques de notre pays (environ 50 espèces par grand bassin, rarement plus de 20 espèces par station et par échantillon) (5),
- le grand nombre d'espèce non autochtone et l'importance des repeuplements réalisés par les collectivités halieutiques, ce qui donne aux peuplements un caractère relativement artificiel (6),
- par la difficulté à échantillonner efficacement les populations dans les grands cours d'eau (7).

Il apparaît cependant que les poissons, vertébrés aquatiques, ont été utilisés comme matériel biologique tant du point de vue expérimental que dans le cadre d'études écosystémiques récentes dans le but d'évaluer la qualité de l'eau et/ou des milieux aquatiques. Cette démarche permettant l'intégration d'approches multiscalaires (biologique, spatiale et temporelle) constitue une des originalité de ce groupe zoologique (8), (9).

III. Méthodes basées sur des réactions biochimiques intracellulaires

Les molécules de synthèse de plus en plus nombreuses utilisées dans les processus de production agricole ou industriel finissent par aboutir d'une façon ponctuelle ou diffuse, y compris par la voie atmosphérique, aux hydrosystèmes fluviaux, puis à la mer.

Lorsque ces molécules, (PCB, HAP, métaux etc., micropolluants au sens large) pénètrent dans un individu soit par la voie branchiale, ou digestive, elles provoquent un ensemble de processus de nature biochimique (10). Cette réponse biologique est généralement appelée BIOMARQUEUR (11).

Ces événements consécutifs à une contamination agissent d'une façon plus ou moins spécifique en modifiant l'intensité d'un processus biochimique au niveau d'un organe cible (branchies, foie, rein) : synthèse de protéines de stress, de métallothionéines, d'enzymes de biotransformation, modification de la structure de

l'ADN, etc.

Bien que s'appliquant à un niveau intracellulaire, ces biotransformations sont, bien sûr, variables suivant l'écologie du poisson (espèce, sexe, stade de développement, saison, situation spatiale, etc.). Elles ont, par contre, l'avantage d'avoir des délais de réponse très courts. Ces remarques doivent être gardées en mémoire au moment de l'interprétation des résultats de mesure d'activités biochimiques.

Cette approche est utilisée dans la mise en place des réseaux de surveillance biologique (R.N.O. par exemple) (12, 13) ou à l'occasion d'études ponctuelles (14). L'absence de test universel, même à ce niveau élémentaire d'organisation biologique, incite les gestionnaires à faire un choix parmi les différents biomarqueurs de plus en plus nombreux, actuellement développés dans les différents laboratoires :

- systèmes enzymatiques spécialisés dans la biotransformation des substances xénobiotiques liposolubles,
- induction de micronoyaux ou aberration chromosomique,
- méthodes de microanalyse au niveau intracellulaire.

Ces mesures biochimiques apportent des réponses très précoces en réponse à une exposition à un contaminant. La non spécificité des réponses en fonction du polluant limite l'utilisation en routine de cette approche. Cependant, ces méthodes biochimiques constituent un élément explicatif pour l'interprétation des approches plus globales concernant, par exemple, le niveau de contamination des organismes, souvent pris en compte dans les réseaux de suivi de la qualité de l'environnement.

IV. Niveau de contamination des poissons et santé humaine

Dans le cadre de la surveillance de l'environnement (15), une place particulière est souvent réservée à la détermination du niveau de contamination des composants abiotiques (eau et sédiment) et biotiques des écosystèmes d'eau courante ou marin. Les contaminants dosés sont sélectionnés en fonction de leur toxicité potentielle, de leur rémanence et de leur capacité à se concentrer le long du réseau trophique. On retient donc des éléments comme les métaux (mercure, cadmium, plomb, etc.) les PCB et les HPA, les dioxines etc. dont on sait mesurer l'induction d'activité de biotransformation (cf. ci-dessus).

La connaissance de la nature et du niveau de contamination, sa répartition spatio-temporelle constituent un outil pour entreprendre la réduction des apports de contaminants aux milieux récepteurs. Les sources de contamination pouvant être très éloignées de l'espèces cibles.

Les événements intervenus dans certains pays (Japon, Taiwan) à la suite de consommation de poissons contaminés ont conduit certains pays à mettre en place des recommandations concernant les risques potentiels pour la santé humaine, liés à la consommation de poissons.

Cette procédure est susceptible de varier d'un pays à l'autre, mais d'une façon générale elle prend en compte :

Cette procédure est susceptible de varier d'un pays à l'autre, mais d'une façon générale elle prend en compte :

- le contexte géographique, à savoir l'existence de foyer de pollution répertorié (grand lac nord américain, estuaires très industrialisés...),
- le contexte biologique, à savoir l'espèce considérée sous l'angle de son régime trophique (position dans l'édifice trophique) et la taille des individus (processus biologique de concentration des polluants dans le réseau trophique), les espèces,
- la population humaine cible, les femmes enceintes et les mères allaitantes devant faire l'objet d'une protection plus grande,
- les polluants recherchés sont généralement le mercure, les organochlorés (PCB), les dioxines.

Aux USA (16), il existe cinq catégories de recommandations depuis l'interdiction totale de capturer, de transporter et de consommer jusqu'à la restriction de la consommation pour une population particulière. Les espèces qui font l'objet du plus grand nombre de citations sont le doré (*S. vitreum*), le brochet (*E. lucius*) et le black bass à grande bouche (*M. salmoides*). Pour les espèces benthophages les principales citations sont la carpe (*C. carpio*), la barbue de rivière ou channel catfish (*I. punctatus*). Au Québec (17) un guide est publié qui permet à chaque pêcheur de déterminer son comportement en fonction de son activité halieutique (fréquence, lieu, espèce).

Cette prise en compte du niveau de contamination des poissons en vue de la protection des populations humaines nécessite une collaboration étroite entre des chimistes de l'environnement, des biologistes et des toxicologues, afin de savoir comment évaluer les risques en termes de santé humaine. Elle nécessite aussi de faire l'objet d'une démarche explicative très appropriée.

Dans notre pays (18) le contrôle est assuré par les services de l'inspection vétérinaire pour les poissons faisant l'objet d'un commerce, les poissons sauvages échappent pratiquement à tout contrôle.

V. Méthodes basées sur les réactions à l'échelle de l'individu

La présence d'un "stress" au sens le plus large (variation physique, chimique et biologique de l'environnement) se traduit au niveau de l'individu par des réactions qui sont l'intégration des réponses aux niveaux biologiques inférieurs (cellule et organe) souvent difficiles à interpréter. La réponse globale de l'organisme à une agression (réaction de défense) peut prendre différentes formes (modification de rythme physiologique, fuite et changement d'habitat, etc.) qui peuvent être utilisées pour apprécier l'impact du bioagresseur sur un individu.

VI. Tests basés sur la modification du comportement d'un poisson

L'action d'un toxique varie suivant les conditions générales de l'environnement et les caractéristiques du toxique (nature, concentration, durée d'action...) (19).

Les fonctions de relations chez les poissons sont très développées et un individu donné perçoit et réagit en permanence aux modifications de son environnement physico-chimique (température, oxygène dissous, substances olfactives, etc.).

Ces réactions peuvent se traduire par des modifications du comportement (réaction de fuite, modification du rythme respiratoire) qui peuvent être utilisées dans le cadre de la surveillance de l'environnement (Biomonitoring). Les comportements les plus "utilisés" sont la modification du rythme respiratoire et la modification de la rhéotaxie.

VII. Respirométrie

La mesure de l'activité respiratoire (20) d'un poisson est un moyen ancien qui permet de mesurer par dénombrement des mouvements operculaires une "situation de repos" et un "comportement de stress". Le poisson étant maintenu dans une chambre respirométrique dans laquelle circule l'eau à analyser. On peut également mesurer, d'une façon plus précise, la concentration des gaz du sang.

Cette méthodologie est délicate et complexe à mettre en œuvre, elle présente essentiellement, de ce fait, un caractère très expérimental. Même si elle peut faire l'objet d'un développement de haute technologie (transmission du signal par satellite). Cette démarche est peu utilisée en routine.

VIII. Rhéotaxie

Une des premières réactions aux modifications de l'environnement se manifeste par le changement d'habitat, les individus recherchant d'une façon systématique les habitats les plus conformes à leur exigences écologiques (température, oxygène dissous, vibrations, etc.).

Les poissons, d'autre part, présentent une forte tendance à se maintenir face au courant (rhéotropisme positif). Ce comportement a été utilisé dans des dispositifs expérimentaux dans le cadre de réseaux d'alerte. En effet, il a été démontré que le temps de réponse à des concentrations de toxique sont nettement inférieurs à ceux observés dans des tests statiques (21, 22).

Ces dispositifs équipent plusieurs stations de prélèvement d'eau en rivière en vue de la fabrication d'eau potable. A la modification du comportement du poisson sont souvent associée une alarme et un prélèvement automatique de l'eau circulant dans le dispositif.

IX. Test de toxicité

La complexité des mécanismes et leur nombreuses interactions rendent délicate l'analyse des tests visant à mettre en évidence les modes d'action des toxiques, aussi préfère-t-on souvent observer les conséquences globales des intoxications au niveau de l'individu (23).

Les essais de toxicité sont largement utilisés en laboratoire pour évaluer les risques liés aux déversements de produits toxiques dans le milieu naturel ou pour mesurer la toxicité d'un effluent. Ces essais qui ont souvent pour but la mesure de la toxicité aiguë portent sur des espèces qui sont choisies en fonction de critères techniques propres à la réalisation du test (facilité d'élevage, court cycle de vie, taille...) pas toujours représentatives de celles rencontrées dans le milieu récepteur.

Ces tests peuvent être statiques (sans renouvellement) ou avec renouvellement du milieu dont on veut mesurer la toxicité. Ils ont fait l'objet de normalisation internationale et les résultats sont exprimés sous forme de concentration provoquant la mort de X% de la population en un temps donné (24 à 96 h en général). En vue de la protection de la qualité des eaux courantes les teneurs recommandées sont souvent calculées en multipliant par un facteur de sécurité la valeur de la LC 50 96 H.

Afin de mieux prendre en compte les variations de sensibilités des différents stades de développement, on peut pratiquer des tests sur le développement embryonnaire, phase souvent plus critique que celle du stade adulte.

A côté de ces méthodes expérimentales, il est toujours possible de trouver une relation entre l'état général d'un individu isolé (état sanitaire, relation poids longueur, relation gonado somatique, etc.) et son environnement. Ces approches de plus en plus écologiques trouvent leur application dans l'étude des communautés.

X. Méthodes basées sur l'étude des communautés

Jusqu'à ces dernières années, le peuplement ichthyologique des cours d'eau a rarement été utilisé dans les systèmes d'appréciation de la qualité biologique des milieux aquatiques (24), alors que d'autres groupes sont plus fréquemment utilisés (algues et macroinvertébrés, par exemple)

Les biologistes, ainsi que les pêcheurs, sont habitués à la classification de HUET (25). Cet auteur reprenant des travaux antérieurs de Thienemann, a montré que des eaux courantes de même importance quant à la largeur et la profondeur et possédant des pentes comparables, ont des caractères biologiques et spécialement des populations piscicoles analogues.

Ce premier modèle de référence entre caractéristiques morphodynamiques et peuplement piscicole a été poursuivi par les recherches de VERNEAUX sur les cours d'eau de Franche-Comté (26, 27, 28, 29). A partir de l'analyse typologique effectuée à l'échelle des réseaux hydrographiques français, 32 espèces de poissons d'eau courante sont classées en 9 groupements socioécologiques (classe, ordre et alliance) dont l'organisation est utilisée pour déterminer, de façon approchée, l'appartenance typologique d'un peuplement ichthyologique donné.

L'utilisation de cette méthode (détermination du niveau typologique ichthyologique) conduit souvent à la mise en évidence d'une discordance entre le niveau typologique ichthyologique déterminé à partir du repérage théorique et celui déterminé à partir de la composition réelle de l'échantillon.

Cette discordance est souvent liée au fait qu'aux niveaux typologiques les plus inférieurs (B6-B9) (grand cours d'eau) le nombre d'espèces présentes dans un échantillon est souvent plus faible que la diversité théorique. Ce phénomène peut être dû soit à un phénomène de dégradation générale du peuplement (pollution au sens large) soit à une déficience des techniques d'échantillonnage.

Ce biais, lié à la difficulté d'échantillonner efficacement les peuplements des grands cours d'eau, restera un des handicaps majeurs des méthodes basées sur l'étude des communautés ichthyologiques.

Cette démarche qui vise à comparer une situation actuelle à une situation potentielle ("situation de référence") a été reprise en partie dans la méthode de "l'IBI" (Index of Biotic Integrity), indice d'intégrité biotique mis au point par KARR en 1981 (30). L'intégrité biotique d'un milieu est définie comme étant *"la capacité de celui-ci à soutenir et entretenir un peuplement équilibré, interactif, adaptable, d'organismes ayant une composition spécifique, une diversité, une organisation fonctionnelle comparable à celui de l'habitat naturel de la région"* (31).

Ces indices composites (multiparamétriques) calculés à partir des résultats d'un échantillonnage du peuplement ichthyologique d'une station (résultat d'une pêche électrique) intègrent des données se rapportant à :

- la richesse faunistique, et à la composition de la communauté. Ce groupe de métriques tient compte à la fois de l'évolution longitudinale de la richesse spécifique et du contexte biogéographique. La composition rendant plus compte des exigences écologiques des espèces,
- la composition de l'échantillon en matière de "guilde" trophique. Cette métrique rendant compte de la façon dont les espèces exploitent leur environnement biologique (relation proie/prédateur). Ces paramètres rendent compte du fonctionnement biologique du système étudié,
- à l'abondance, ramenée à un effort de pêche, et à la condition des poissons des différentes espèces. A la notion de condition sont associés différents paramètres qui rendent compte des relations entre l'état sanitaire des poissons et l'environnement (lésions cutanées, taux de parasitisme, pourcentage d'individus hybrides).

Suivant qu'elles s'écartent plus ou moins de la valeur optimale pour le secteur considéré, ces métriques (12, dans l'IBI mis au point par KARR) peuvent prendre la valeur 1, 3 ou 5, la valeur de l'indice variant ainsi de 12 (situation la plus dégradée) à 60 (situation la plus proche de l'état de référence).

Ces indices multiparamétriques (il existe de nombreuses variantes pour tenir compte des spécificités régionales) sont largement utilisés par les agences de l'environnement dans différents états des USA.

Une transposition à la faune ichtyologique du bassin de la Seine a été proposée (32), en modifiant les métriques pour tenir compte des différences importantes entre l'ichtyofaune nord américaine et européenne. Cette application confirme l'intérêt de ce type d'approche, mais cependant l'indice proposé laisse apparaître une faible sensibilité sans doute liée au choix des nouvelles métriques d'une part et à la qualité et la quantité des données utilisées pour "caler" cet indice d'autre part.

Des recherches ont été développées récemment pour améliorer la sensibilité de l'IBI appliqué au bassin de la Seine (33). Les améliorations ont porté sur le choix des métriques retenues et de la qualité des données pour constituer l'indice.

Les premières validation laissent apparaître une amélioration de la sensibilité bien que pour une même qualité du milieu aquatique la plage de variation de l'indice peut être importante.

Ce type d'indice qui met en œuvre des paramètres, qui ont une grande signification écologique et fonctionnelle, peut être limité par la faible diversité naturelle de notre faune ichtyologique. Ce phénomène se trouve aggravé par la difficulté à trouver dans certains bassins des zones de références.

L'utilisation sera toujours dépendante des problèmes liés à l'échantillonnage du peuplement ichtyologique surtout pour les parties inférieures des grands cours d'eau.

Par rapport à d'autres groupes taxinomiques, le calcul d'un indice basé sur le peuplement ichtyologique est rapide (peu de problème d'identification).

Actuellement, un projet commun entre le Conseil Supérieur de la Pêche et les agences de l'Eau a pour objet la mise au point de tels indices pour les différents bassins hydrographiques.

XI. Approche à l'échelle de l'écosystème

Les recherches menées dans le cadre d'un programme communément appelé "PIRE - POISSON", ont permis de dresser un bilan jusqu'alors jamais réalisé sur les peuplements ichtyologiques des trois grands fleuves français (Seine, Rhône et Loire) (34, 35, 36).

L'analyse des données rassemblées principalement par le Conseil Supérieur de la Pêche et d'autres organismes a permis de mettre en évidence l'existence d'une structure connue (évolution longitudinale) commune aux trois fleuves. Il apparaît cependant des différences importantes liées à l'ancienneté et à la nature des aménagements, qui ont transformé ces fleuves depuis plus d'un siècle.

La confrontation de ces données récentes (environ une dizaine d'années) aux informations apportées par la bibliographie du siècle dernier (37, 38) a permis de montrer une évolution générale du peuplement ichtyologique du bassin de la Seine liée aux transformations radicales du fleuve pendant cette période.

XII. Conclusions

L'importance des poissons dans la sphère médiatique donne à ce groupe une place particulière pour apprécier l'état des écosystèmes aquatiques.

L'inventaire non exhaustif des principales voies d'appréciation montre que ce groupe offre une gamme de méthodes variées, qui va de l'analyse de phénomène au niveau intracellulaire jusqu'à des analyses à l'échelle du peuplement ou de la communauté.

La nature et la quantité d'informations apportées par chacune des méthodes varient considérablement. A la rapidité des réponses des phénomènes de contamination mesurés au niveau intracellulaire est associée une très faible signification écologique. L'approche au niveau écosystémique permet, à l'opposé, de mettre en évidence des phénomènes dont l'origine relève de processus historiques (comparaison de l'organisation du peuplement interbassin, évolution intrabassin). Entre ces deux extrêmes, les tests de toxicité au laboratoire ou *in situ* apportent une information qui peut avoir un intérêt particulier dans le domaine de la réglementation (autorisation de rejets, par exemple). Les mesures de biomonitoring basées sur la modification du comportement du poisson peuvent permettre un contrôle en continu d'un rejet ou de la qualité de l'eau brute en amont d'une prise d'eau, par exemple.

Face à cette diversité de méthodes (il en est de même avec d'autres composantes biologiques), qui apportent des réponses différentes, le choix devra se faire en tenant compte des objectifs et contraintes de l'utilisateur potentiel de ces méthodes.

L'intégration du poisson dans un réseau de mesures fera appel, de préférence, à des approches "peuplement" (composition, diversité et structure). Il sera possible à cette occasion d'intégrer des mesures et des observations sur le niveau de contamination d'espèces cibles, ainsi que sur l'état sanitaire des poissons.

Cette démarche type réseau, telle qu'elle est mise en place par le Conseil Supérieur de la Pêche, doit s'inscrire dans le long terme.

Les études plus ponctuelles dans le temps et dans l'espace (impact d'un rejet existant ou autorisation de rejet) feront appel à une approche de type écotoxicologique au sens large, qu'il faudra toujours resituer dans un contexte écologique régional.

Les méthodes de biomonitoring basées sur les modifications du comportement du poisson peuvent constituer un système d'alerte relativement simple et robuste.

Au moment où se mettent en place les structures prévues par la loi du 3 janvier 1992 en vue d'une gestion équilibrée non seulement de la ressource en eau, mais également une meilleure protection du milieu naturel, il apparaît nettement que la connaissance du peuplement ichtyologique par grand bassin hydrographique (état actuel) et de son évolution au cours du dernier siècle (point de référence) pour les fleuves les plus anciennement aménagés constituent des éléments essentiels pour évaluer, dans la durée, l'efficacité des mesures réglementaires prises pour assurer une gestion équilibrée des milieux naturels au même titre et au même niveau que les différents usages, tout en garantissant une possibilité de développement durable.

Bibliographie

1. WOOTTON R.J., 1990 - Ecology of teleost fishes. *Chapman and Hall London*, 404 p.
2. ANONYME, 1992 - Aquaculture continentale. Programme d'orientation pluri-annuel, 1992-1996. *ministère de l'Agriculture et de la Forêt*, 40 p.
3. ANONYME, 1992 - La pêche en France enquête nationale. Eaux libres 10 *Conseil supérieur de la Pêche*, 35 p.
4. NICOLSKY G.V., 1963 - The ecology of fishes. *Acad. Press ed.London New York*, 352 p.
5. SPILLMANN J., 1961 - Faune de France -65- Poissons d'eau douce. *Le Chevalier Ed. Paris*, 303 p.
6. ALLARDI J., 1984 - Introduction et acclimatation de poisson d'eau douce en France. *Doc. Tech. Rome FAO 42 (2)*, 427-435 .
7. WELCOMME R.L., 1975 - (Ed) Symposium sur les méthodes de prospection, de surveillance et d'évaluation des ressources ichtyologiques dans les lacs et les grands cours d'eau. *Doc. CECPI 1, N° 23 vol 1 et 2, Rome FAO*.
8. SVODOBOVA Z., LLYOD R., MACHOVA J., VYKUSOVA B., 1993 - Water quality and fish health. *EIFAC Technical pap. No. 54 Rome FAO*, 59p.
9. ADAMS S.M., 1990 - (Ed) Biological indicators of stress in fish. *American fisheries symposium 8. Bethesda*, 191 p.
10. THOMAS P., 1990 - Molecular and biochemical responses of fish to stressors and their potential use in environmental monitoring. In *American fisheries society symposium*, 8, 9-28.
11. VINDIMIAN E., GARRIC J., 1993 - Bio-essais et bio-indicateurs de toxicité dans le milieu naturel. *Etude inter agences N° 17*, 54 p.
12. JOANNY M., BELIN C., CLAISSE D., GROUHEL A., ET MIOSSEC L., 1994 - Etat du littoral à travers la surveillance. *Equinoxe 47-48*, 10-19.
13. BURGEOT T., 1994 - Surveillance biologique. *Equinoxe 47-48*, 25-28.
14. MASFARAUD J.F., MONOD G., AND DEVAUX A., 1990 - Use of the fish cytochrome P-450 dependant 7-ethylresorufin P-deethylase activity as a biochemical indicator of water pollution. study in the liver and kidney of male and female nase (*Chondrostoma nasus*) from the river Rhône. *Sci. Total Envir.* 97-98, 729-738.
15. ANONYME, 1985 - Inventaire du degré de pollution des eaux superficielles rivières et canaux. Campagne de 1981. *ministère de l'Environnement Paris*, 247 p.
16. CUNNINGHAM P.A., SMITH S.L., TIPPETT J.P. AND GREENE A., 1994 - A national fish consumption advisory data base: A step toward consistency. *Fisheries* 19, 5, 14-23.
17. ANONYME, 1993 - Guide de consommation de pêche sportive en eau douce. *Min. Environnement Québec*. 120 p.

18. ANONYME, 1994 - Particularités de l'inspection sanitaire du poisson. *Bull. Tech. Inf. ministère de l'Agriculture et de la forêt* Paris, 14, 6-12.
19. SCHRECK C.B., 1990 - Physiological, behavioral, and performance indicators of stress. In *American fisheries symposium* N° 8, 29-37.
20. BRETT J.R., 1964 - The respirometry metabolism and swimming performance of young Sockeye Salmon. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 21, 5, 1183-1226.
21. CAIRNS J. SPARKS R.E., WALLER W.T., 1972 - The design of a continuous flow biological early warning system for industrial use. 27th Purdue ind. waste conf. Purdue Univ.
22. BARBIER B., 1973 - Etude d'un détecteur de pollutions utilisant des poissons dulçaquicoles. *Thèse Doc. Spec. Univ. Toulouse*, 95 p.
23. ANONYME, 1987 - Monographie sur l'environnement. Utilisation des tests biologiques pour l'évaluation et le contrôle de la pollution des eaux. *OCDE*, Paris.
24. ALABASTER J., 1977 - (Ed). Biological monitoring of inland fisheries. *Applied Science Publishers London*, 226 p.
25. HUET M., 1949 - Aperçu des relations entre la pente et les populations piscicoles des eaux courantes. *Schweiz Z. Hydrol.* 11, 3-4, 332-351.
26. VERNEAUX J., 1973 - Cours d'eau de Franche Comté. *Thèse fac. des Sciences Besançon*, 260 p.
27. VERNEAUX J., 1976 - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". La structure biotypologique. *C.R. Acad. SC. Paris* 228 D, 1663-1666.
28. VERNEAUX J., 1977 - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Déterminisme approché de la structure biotypologique. *C.R. Acad. Sc. Paris* 284, 77-80.
29. VERNEAUX J., 1977 - Biotypologie de l'écosystème "eau courante". Détermination approchée de l'appartenance typologique d'un peuplement ichtyologique. *C.R. Acad. Sc.*, 284, 675-677.
30. KARR J.R., 1981 - Assessment of biotic integrity using fish community *Fisheries*, 6, 21-27.
31. KARR J.R., DUDLEY D.R., 1981 - Ecological perspective on water quality goals. *Envir. Manag.*, 5, 55-68
32. OBERDORFF T., HUGHES R.M., 1992 - Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine basin, France. *Hydrobiologia*, 228, 117-130.
33. BERREBI R., 1994 - dit Thomas. Etude critique d'un indice d'intégrité biotique des cours d'eau fondé sur les peuplements de poissons. Propositions pour un nouvel indice pour le bassin de la Seine. *DEA Nat. Hydrol. Univ. Paris VI - Cemagref Paris*, 50 p.
34. BELLIARD J., 1994 - Le peuplement ichtyologique du bassin de la Seine : rôle et significations des échelles temporelles et spatiales. *Thèse Doc. Univ. Paris VI*, 196 p.

35. CHANGEUX T., 1994 - Structure des peuplements de poissons à l'échelle du bassin rhodanien. Approche régionale et organisation longitudinale. Exploitation des captures par pêche aux engins. *Thèse Univ. Lyon I*, 241 p.
36. GALLOT S., 1994 - Les peuplements ichtyologiques du bassin de la Loire. Constitution d'une base de données et étude de l'organisation spatiale. *Dipl. Ing. Agro. INA PG - Cemagref Paris*, 51 p.
37. MOREAU G., Les poissons du département de l'Yonne. *Bull. Soc. Hist. Nat. Yonne*. 51 1897 143-227; 52, 1898, 3-82.
38. GADEAU DE KERVILLE H., Aperçu de la faune actuelle de la Seine et de son embouchure (depuis Rouen jusqu'au Havre) *L'estuaire de la Seine* Lennier Ed. Le Havre, 1885, 168-287.

Bioindicateurs pour l'évaluation et le suivi de "l'état de santé" des écosystèmes

Président de séance :

Germain LEYNAUD
*Ministère de l'Environnement,
Mission d'inspection spécialisée de l'environnement*

De la qualité des eaux à l'état de santé des écosystèmes aquatiques : pourquoi, comment, où ?

From water quality to state of health of aquatic ecosystems : why, how, where ?

Michel Meybeck

*Laboratoire de Géologie Appliquée,
Université Pierre et Marie Curie, Paris VI*

Résumé

L'évaluation de la qualité des milieux aquatiques repose sur des approches tant chimiques que biologiques qui depuis vingt cinq ans n'ont cessé de se développer et de se diversifier. Chaque méthode biologique est définie par des conditions d'application strictes notamment en ce qui concerne sa représentativité spatio-temporelle dont les caractéristiques ne sont pas toujours clairement présentées. Ces méthodes doivent être intégrées dans les réseaux de surveillance de plus en plus spécifiques et diversifiés. Ces réseaux doivent combiner toutes les approches et donner des réponses sur la qualité de l'écosystème. La complexité croissante de la surveillance du milieu aquatique nécessite la comparaison, la calibration et la validation des méthodes proposées sur des sites communs à la fois représentatifs et expérimentaux : les sites ateliers.

Abstract

The assessment of the quality of the aquatic environment is based on chemical as well as biological approaches which have not ceased to develop and diversify during the past 25 years. Each biological method is defined by its strict application conditions, i.e. concerning its spatio-temporal representativeness whose characteristics are not always clearly presented. These methods have to be included in the monitoring networks which are becoming more and more specific and diversified. These networks must combine all kinds of approaches and give answers on the quality of the ecosystem. The growing complexity of the aquatic environment monitoring requires a comparison, a gauging and a validation of the proposed methods on common sites which are at the same time representative and experimental sites : workshop sites.

Notre perception de la qualité du milieu aquatique est passée en vingt cinq ans de l'analyse chimique des eaux, adjointe de l'indice biotique, à une panoplie d'approches multiples où la biologie prend une part croissante. A cause d'objectifs

de surveillance de plus en plus précis les types de réseaux se sont aussi diversifiés. La définition de la santé de l'écosystème aquatique pose le problème de références naturelles, difficiles à fixer pour les descripteurs purement chimiques, et même variables pour les descripteurs biologiques. Il se pose alors la question des objectifs de gestion : veut-on rétablir la qualité des milieux aquatiques comme il y a 2000 ans, 150 ans ou 50 ans ?

Chaque méthode biologique est définie par des conditions d'application strictes notamment en ce qui concerne leur représentativité temporo-spatiale du milieu aquatique mais ces caractéristiques ne sont pas toujours fournies.

La multiplicité nécessaire des approches biologiques requiert leur comparaison dans des sites ateliers. Il est proposé ici d'abord un ou deux sites ateliers nationaux sur des cours d'eau moyens (ordre 4 à 5 ou tronçon fluvial) déjà bien connus et étudiés, puis un ensemble de sites ateliers de Bassins, représentatifs des diverses écorégions et de la gamme des impacts anthropiques, sur lesquels seraient testées les méthodes mises au point et comparées dans les sites ateliers, avant leur application à l'ensemble du territoire national.

I. Définir l'objet

Il y a encore vingt cinq ans la qualité du milieu aquatique n'était encore guère perçue qu'en termes d'adéquations de la ressource eau à des critères d'utilisation bien définis tels que la fabrication d'eau potable ou certains usages industriels. Au vu de l'expansion exponentielle des polluants à considérer (*voir figure 1, page 255*), des difficultés et des coûts d'analyses notamment pour les micro polluants, l'analyse exclusive de l'eau s'est vue complétée progressivement par celle de la matière particulaire, MES et sédiments (*voir figure 2, page 255*). Parallèlement les premières utilisations générales des indices biotiques de qualité du milieu étaient mises en place principalement pour définir, à un coût modéré, la distribution spatiale de l'altération générale des écosystèmes aquatiques sur la base des invertébrés benthiques. Depuis une quinzaine d'années les approches tant chimiques que biologiques de la qualité du milieu se sont développées et diversifiées dans de multiples directions. Il y a maintenant un consensus international pour une définition très large de la qualité du milieu aquatique (2), (3) : "(i) un ensemble de concentrations de diverses substances, de leurs formes spécifiques, et de leurs distributions entre les phases organiques-inorganiques, (ii) la composition et l'état physiologique des organismes aquatiques trouvés dans le milieu. La qualité du milieu présente des variations temporelles et spatiales dues à des facteurs internes et externes", (4). Pour être complet il conviendrait de rajouter ici : (iii) la nature physique du milieu, eau et substrat, c'est-à-dire de l'habitat au sens des écologistes. La qualité du milieu se définit donc à chaque station et l'ensemble des stations fournit une estimation de sa distribution spatiale qu'elle soit structurée verticalement (lacs), transversalement (eaux souterraines) ou en réseau (cours d'eau) (*voir figure 3, page 256*).

II. Approcher la qualité du milieu

Cette définition large se traduit par une "étoile des approches" sous lesquelles on peut appréhender la qualité selon les différents points de vue et objectifs (*voir figure 4, page 256*) du milieu. Ces axes d'approches ne sont pas

limitatifs : la qualité du milieu aquatique peut également être définie en termes réglementaires et juridiques, et termes esthétiques et éthiques (cf. Levêque, ce volume) etc. L'axe 9 peut ainsi à son tour être découpé suivant plusieurs axes : bioessais et tests de fertilité/toxicité (espèce unique, microcosmes, mesocosmes) ; études des populations (marqueurs biologiques, biomasses, densité, taux de croissance, comportement, structure des âges, parasitoses, etc.) ; études des peuplements (richesse/diversité, tolérants/intolérants, opportunistes, structures trophique, etc.) ; métabolisme du milieu, rapports production/respiration et production/biomasse, cycles biogéochimiques ; fragmentation de l'habitat (5). Il s'ajoute aujourd'hui les biocapteurs de toxicité in situ (poissons, lamellibranches, algues) ; indicateurs biochimiques (cytochrome P450, métallothionéines, etc.) (6).

Sur chaque axe d'approche on peut définir des niveaux différents (voir figure 4, page 256) :

- (I) des investigations simples et peu coûteuses qui constituent les études de base,
- (II) des études spécifiques mais qui restent accessibles à une surveillance de routine, déterminées suivant les besoins de l'investigateur, les conditions du milieu, etc.
- (III) des études poussées visant à connaître le milieu en profondeur, mettre au point les études spécifiques du niveau (II), élaborer les modèles, etc. Ainsi, pour l'axe des analyses physico-chimiques le niveau I comprendrait des variables telles que conductivité électrique, O₂ dissous, pH, température ; le niveau II des analyses des micro-polluants connus ; le niveau III des balayages poussés ("screening" des anglo-saxons) visant à déceler l'apparition de nouveaux polluants. Sur l'axe 3 des matériaux analysés se situeraient pour les métaux, au niveau I les sédiments déposés et les poissons en entier, au niveau II les MES et certains tissus d'organismes cibles, au niveau III les colloïdes et les cellules d'organismes cibles.

La combinaison de ces approches fournit le cadre général de la qualité du milieu aquatique. Chaque axe est défini par un nombre variable de descripteurs qui peut aller jusqu'à plus de 100 (axe 1 et axe 8).

III. Surveiller selon des objectifs clairs

La combinaison de ces descripteurs correspond à des dizaines voire des centaines de types de surveillance de la qualité du milieu aquatique mais tous ne sont pas pertinents à tous les milieux aquatiques, notamment aux eaux souterraines, ni à tous les problèmes identifiés. Après une première génération de réseaux de surveillance de la qualité des eaux "à tout faire", on voit apparaître des réseaux spécifiques ciblés sur un problème (eutrophisation, acidification, nitrates, etc.) ou pour un usage (prises d'eau potable), ou sur un ou des milieux définis comme le Léman (7) (voir figure 2, page 255). On sélectionne alors les stations, les fréquences, les matériaux analysés, le type d'analyse, etc., sur la base d'objectifs très précis.

Les principaux réseaux spécifiques existants visent à répondre aux questions suivantes (8) :

- A- établissement des références naturelles sur des sites réputés non affectés par l'homme,
- B- surveillance de base : localisation des problèmes,
- C- surveillance spécifique : en vue d'un usage particulier et/ou ciblée sur un problème,
- D- surveillance de tendance : des concentrations, des niveaux de qualité, ou des flux de polluants,
- E- contrôle des impacts : échantillonnage près des sources de pollution (surtout ponctuelles) limité dans l'espace et/ou le temps,
- F- suivis des catastrophes : inventaire rapide des causes et des effets,
- G- alerte à la pollution : détection en temps réel de problèmes à des stations particulières,
- H- détection avancée des changements : prédiction des futurs problèmes (micro-polluants essentiellement),
- I- surveillance aux fins de modélisation : échantillonnage intensif mais de durée limitée.

IV. Choisir la bonne approche biologique

Les approches biologiques doivent être utilisées dans toutes ces problématiques. Certaines approches le sont déjà largement en raison de leur bon rapport qualité/coût comme les biocapteurs rhéotaxiques des poissons dans l'alerte à la pollution (6) ou les bioindicateurs basés sur les invertébrés benthiques pour la surveillance de base (indice biotique voir figure 2, page 255) et le contrôle des impacts, ou basés sur les diatomées ou les insectes (9) pour la surveillance de l'acidification.

Il faut noter ici que, jusqu'à présent, seules les approches biologiques effectuées sur l'eau en laboratoire ou en dérivation, c'est-à-dire les bioessais et potentiellement les biocapteurs, sont appropriées à la surveillance des eaux souterraines. Les méthodes de surveillance basées sur des études de populations ou des peuplements des organismes souterrains ou hyporhéiques sont en cours de développement. Enfin, si les approches biologiques peuvent répondre à la plupart des interrogations liées à la qualité du milieu aquatique (quoi, où, quand, depuis quand ?) elles ne peuvent pas donner des informations quant aux flux de polluants transportés.

Leurs principaux avantages sont :

- (i) leur intégration spatiale et temporelle des conditions du milieu, alors que la plupart des analyses chimiques restent ponctuelles, (ii) leur sensibilité à la pollution parfois inférieures à celles de certains appareils, (iii) leur amplification des signaux (bioaccumulation,

bioamplification), (iv) leur possibilité de répondre en temps réel, *in situ* ou en dérivation, (v) leur bon rapport qualité/coût.

Leurs principaux inconvénients sont :

(i) leur difficulté d'application aux eaux souterraines, (ii) leur difficulté de normalisation notamment à l'échelle globale (à l'exception des bioessais), (iii) leur caractère en général intégratif qui ne permet pas l'identification du polluant précis de l'altération du milieu, (iv) leur expression souvent semi-quantitative (indices) voire qualitative (présence/absence). Une utilisation des méthodes biologiques est proposée au tableau 1 (voir page 257).

V. Estimer les représentativités des approches biologiques ?

Les champs d'application de la surveillance du milieu par les méthodes biologiques se développent notamment sur les dimensions spatiales et temporelles : on souhaite par exemple avoir à la fois des informations très détaillées (échelle – km) pour des contrôle d'impact, et très générales concernant l'ensemble du bassin (1000 km). D'un autre côté les réseaux d'alerte nécessitent des réponses en temps réel (– 15 mn), alors l'établissement des tendances suppose des suivis sur une moyenne de 20 ans, ce qui permet de prendre en compte des aléas climatiques (sécheresse, forte crue, etc...) ou les changements lents (occupation des sols) ;

La représentativité spatio-temporelle des méthodes biologiques est très variable et elle n'est pas toujours clairement présentée par ses concepteurs. Un test de toxicité donne une réponse sur un échantillon ponctuel à l'instant du prélèvement d'eau, une structure d'âge des poissons couvre une période d'une dizaine d'années. Les indicateurs biologiques basés sur les invertébrés benthiques fournissent une indication de la qualité du milieu prise en été mais qui intègre une période de quelques semaines à quelques mois. Les biocapteurs *in situ* répondent en temps réel mais qu'en est-il de la réponse donnée par les indicateurs biochimiques : l'information sur le milieu représente-t-elle quelques jours, ou quelques semaines ? Elle dépend sans doute du type d'organisme utilisé.

La représentativité spatiale est, elle aussi, très variable. Les invertébrés benthiques fournissent une information liée au substrat et surtout aux eaux interstitielles (6) dont la contamination, en particulier pour les micro-polluants varie d'une station à l'autre (– km). A l'opposé les poissons migrateurs, en particulier les plus exigeants en terme de qualité du milieu, intègrent l'ensemble du réseau hydrographique, estuaire compris. Il convient donc d'établir avec précision les ordres de grandeurs de la représentativité de chaque investigation biologique.

VI. Établir des références

Les références de la qualité du milieu aquatique posent de nombreux problèmes, pour la "référence naturelle" comme pour la référence des impacts anthropiques. Dans l'Europe de l'Ouest la référence naturelle peut être considérée à plusieurs époques : avant le début du défrichement lié à l'agriculture (schématiquement il y a 2000 ans), à la fin de celui-ci, au début de l'ère industrielle (1800) au

début de la collecte des eaux usées (1900), depuis les grands aménagements hydroélectriques (1930-1960) au début des explosions nucléaires dans l'atmosphère (1950, référence obligée pour les radioéléments), ou bien simplement au début de la surveillance du milieu : 1971 pour la plupart des cours d'eau français (figure 2), 1954 pour la nappe phréatique d'Alsace (10), 1962 pour le Léman, (6) etc.), 1887 pour la Seine à Ivry (11) ou par rapport à un descriptif détaillé du milieu (1870-1880 pour le Léman étudié par F.A. Forel) (12). Ce problème de la référence n'est pas propre aux milieux aquatiques, il est aussi crucial pour le CO₂ atmosphérique, et l'analyse des glaces du Groëland vient même de mettre en évidence un quadruplement du bruit de fond en plomb pendant les huit siècles d'activités minières des grecs et des romains !

Pour ce qui est du milieu aquatique distinguons ici les références chimiques et physiques des références biologiques. La composition chimique naturelle des eaux est extrêmement variable suivant les conditions du milieu (les pH varient de 1 à plus de 10 dans les lacs, la salinité des rivières varie de quelques mg/l à 2000 mg/l) en particulier suivant la lithologie. Les références chimiques des eaux naturelles peuvent être établies sur des bassins versants monolithologiques forestiers situés loin des côtes et des sources de pollutions atmosphériques (13). Un tel inventaire a pu être fait pour la France sur une sélection de 250 bassins de l'ordre de 10 km² mettant en évidence des regroupements par catégories de roches (granites, grès siliceux, craie, etc.) dont les concentrations en ions majeurs absentes de tout impact anthropique, étaient largement étalées sur plusieurs catégories réglementaires de qualité des eaux (13).

Cette étude, confirmée par des travaux analogues de Thibert (14) sur le bassin de la Seine met en particulier en évidence les niveaux naturels extrêmement bas en nitrates (0.1 mgN/l) et en phosphates (0.01 mgP/l), d'un ordre de grandeur inférieurs aux limites des premiers niveaux de références (type IA des grilles) réglementaires françaises et européennes. Dans le bassin de la Seine le couplage de petits bassins forestiers et de bassins agricoles met à son tour en évidence les impacts très marqués sur NO₃⁻, modérés pour K⁺ et PO₄⁻³, et non significatifs pour SO₄⁻, Ca⁺⁺, Mg⁺⁺, HCO₃⁻ (14). A l'échelle de grands bassins, la connaissance des distributions lithologiques, des écoulements de surface, et des types géochimiques d'eau permet ainsi de reconstituer la composition chimique pré-anthropique des eaux. Pour ce qui est des métaux particuliers l'analyse des sédiments anciens datés, en particulier dans les lacs, permet de déterminer les niveaux de références (15).

Dans les références biologiques, il faut distinguer tout d'abord les organismes et le milieu. Pour les organismes, les premières récoltes d'individus gardés dans les collections peuvent fournir des références quant aux niveaux de certains polluants : les organismes sont alors utilisés comme archives de l'environnement au même titre que les sédiments (16). En ce qui concerne le milieu lui-même les premières études scientifiques de la fin du siècle dernier fournissent des listes précieuses d'organismes aquatiques (12) qui mettent parfois déjà en évidence des changements dus à l'introduction d'espèces en particulier pour les poissons.

La reconstitution des distributions ou des abondances des espèces avant tout impact humain s'avère donc très difficile voire impossible. Pour certains groupes qui conduisent à une bonne fossilisation comme les diatomées, il est possible de

reconstituer les populations par l'étude des sédiments. Cette approche est même largement utilisée pour reconstituer les climats terrestres jusqu'à 50 000 ans et plus grâce aux sédiments lacustres (17). Les diatomées fossiles permettent également de reconstituer les variations récentes (>1900) de l'acidité des milieux (18), elles sont aujourd'hui largement utilisées pour la surveillance de ce problème, notamment en Grande-Bretagne.

Les références biologiques peuvent être approchées à plusieurs niveaux : d'abord par l'étude des bassins non anthropisés, c'est-à-dire uniquement forestiers, comme pour les références géochimiques, mais on est alors limité aux ordres hydrographiques inférieurs (1 à 3), car il n'existe guère en Europe de bassins de plus de 100 km² exempts d'impact humains. On peut ensuite considérer comme références des milieux aux paysages terrestre et aquatique largement façonnés par les activités agricoles, et dont les listes faunistiques et floristiques comportent déjà des espèces exotiques, mais qui n'ont pas fait l'objet de détériorations importantes : pas de grandes villes, absence d'industries ou de rejets miniers majeurs, agriculture à faibles niveaux d'intrants, etc., et surtout absence d'aménagement hydraulique, de recalibration, etc. En France, si la plupart des régions de montagnes (altitude > 800 m) répondent aux premiers critères, il n'en est pas de même malheureusement pour les seconds, la plupart des rivières moyennes (ordre 3 à 5) des Alpes, Pyrénées et du Massif Central étant déjà "équipées".

VII. Établir les réseaux

Les réseaux résultent de la combinaison des objectifs (voir définition des surveillances) et des approches utilisées (voir "étoile des approches"). On ne peut pas définir *à priori* quels seront les types de réseaux (localisation, fréquence, méthodes, etc.) si leurs objectifs ne sont pas clairement établis. Il semble illusoire de proposer ici un réseau unique ou spécifique de surveillance de la santé des écosystèmes aquatiques par des variables biologiques. Les diverses approches biologiques, aujourd'hui en pleine expansion, doivent être intégrées dans les réseaux de surveillance de plus en plus spécifiques et diversifiés. Ces réseaux doivent combiner toutes les approches et donner des réponses sur la qualité de l'eau et des particules, déposées ou transportées, la santé des organismes, et la santé du milieu (habitat compris).

Alors qu'au début de l'Inventaire National de la Pollution, le réseau de surveillance était unique, il s'est assez vite diversifié suivant les bassins (voir figure 5, page 257). Par exemple l'Agence Loire-Bretagne a rapidement mis sur pied un réseau spécifique de surveillance de l'eutrophisation des cours d'eau et de sa modélisation, l'Agence Rhône-Méditerranée-Corse a établi un réseau de surveillance des plans d'eau, qui n'existe toujours pas au niveau national, les traiteurs d'eau potable et l'Agence Seine-Normandie ont créé un réseau d'alerte à la pollution en Ile de France, etc. Il faut également mentionner les réseaux internationaux tel celui du Léman (7). Les réseaux futurs devront être très diversifiés mais interconnectés, tous auront une composante biologique plus ou moins importante.

Quatre types majeurs de réseaux nationaux devront être mis sur pied :

- (1) un réseau de référence naturelle, encore inexistant en France mais déjà prôné aux États Unis, ou par le P.N.U.E. au niveau international (19), (20),
- (2) un réseau de tendance à long terme, aux embouchures et aux stations internationales, indispensable pour répondre aux conventions internationales,
- (3) des réseaux de bassins aux fins multiples types RNB,
- (4) des réseaux spécifiques suscités par des utilisateurs particuliers (prises d'eau potable ou à des fins agricoles, pêche, etc.).

VIII. Sites ateliers

La complexité croissante de la surveillance du milieu aquatique, en particulier par l'approche biologique, nécessite la comparaison, la calibration et la validation des méthodes proposées sur des sites communs à la fois représentatifs et expérimentaux. Les BVRE (Bassins versants représentatifs et expérimentaux) sont essentiellement des outils de recherche sur des bassins d'ordres inférieurs un et deux, c'est-à-dire n'excédant guère 10 km² de superficie, ils sont surtout situés en milieu naturel ou, parfois, agricole, mais n'incluent pas de villes (sauf de très rares BVRE urbains), des aménagements (barrages, canalisation) ou des rejets industriels et miniers. Ils peuvent convenir à l'établissement de références, mais sont conçus avant tout à des fins de bilans (eau, MES, nitrates, pesticides) et d'études de processus.

Les sites ateliers seront plutôt établis sur des bassins d'ordre 4 ou 5 (1000 km²), ou sur des tronçons de bassins d'ordre supérieur, comprenant une assez grande diversité de sources diffuses ou ponctuelles de polluants et d'aménagements, et déjà très bien étudiés et suivis tant par les chercheurs que par les administrations.

Dans un premier temps, un ou deux sites ateliers nationaux pourraient convenir sur lesquels seraient effectuées les comparaisons des méthodes biologiques entre elles et avec les analyses chimiques conventionnelles. Après cette phase (1 à 2 ans), les méthodes retenues pourraient être ensuite testées dans les six bassins français sur une gamme de sites témoins d'anthropisation variable, permettant de couvrir les principales catégories d'écorégions françaises définies à la fois sur des critères climatiques, géologiques, et orographiques (bassins cristallins, bassins carbonatés, bassins gréseux ou détritiques ; zone de montagne, moyenne montagne, plaine ; façade atlantique et méditerranéenne, etc.) (voir Wasson ce volume). A la suite de cette période de tests (1 an) au moins les méthodes pourraient alors être appliquées à l'ensemble du territoire national.

Plusieurs points sont aussi à rappeler : les sites ateliers doivent prendre en compte à la fois les eaux courantes et stagnantes. Le patrimoine de plans d'eau a largement été sous-étudié au niveau national jusqu'ici et il croît sans cesse par la construction de réservoirs pour lesquels la maintenance d'un écosystème aquatique sain n'est pas toujours une priorité de gestion. L'application des méthodes biologiques à la surveillance du milieu souterrain doit être également être testée. Enfin, les méthodes biologiques déjà appliquées dans d'autres pays, en particulier

européens devront être également testées dans ces zones ateliers afin d'éviter des doublons et des problèmes lors de l'établissement des normes européennes.

IX. Bibliographie

1. MEYBECK M. & HELMER R., 1989. - The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. *Paleogeogr. Paleochim. Paleoecol. (Global Planet. Change)*, 75 : 283-309.
2. MEYBECK M., CHAPMAN D. & HELMER R., (eds) 1989 - *Global Freshwater quality, a first assessment*, Blackwell References, Oxford, 306 p.
3. MEYBECK M. & HELMER R., 1992 - An introduction to water quality. In Chapman D. (ed) 1992 *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Chapman and Hall, Londres, 583 p., 1-17.
5. WILLIAMS W.P. & JACKSON J. *Monitoring and Assessment Research Center, PNUE/University of London, comm. pers.*
6. VINDIMIAN E. & GARRIC J., 1993 - Bio-essais et bio-indicateurs de toxicité dans le milieu naturel. *Etudes Inter Agences n°17*, Office Int. Eau, Paris, 54 p.
7. CIPEL. *Rapports Annuels*, Commission Internationale de Protection des Eaux du Léman, Ae de Chailly, Lausanne, Suisse.
8. MEYBECK M., KIMSTACH V. & HELMER R., 1992 - Strategies for water quality assessment. In Chapman D. (ed) 1992 *Water quality assessments. A guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring*. Chapman and Hall, Londres, 583 p., 19-50.
9. FJELLHEIM A. & RADDUM G.G., 1990 - Acid precipitation: biological monitoring of streams and lakes. *Sci. Total Environment*, 96, 57-66.
10. ACKERER P. & ZILLIOX L., 1989 - Groundwater case study: the upper Rhine aquifer. In Meybeck M., Chapman D. & Helmer R. (eds) *Global freshwater quality, a first assessment*, Blackwell Reference, Oxford, 252-260.
11. NAVES J., BOUSQUET G., LEROY P., HUBERT P. & VILAGINES R., 1991 - Evolution de la qualité de l'eau de la Seine à Ivry sur Seine (France) de 1887 à 1986. *Atelier Int. Unesco/AIHS/ENIT Application des modèles mathématiques à l'évolution des modifications de la qualité de l'eau*, Tunis, Ecole Nat. Ing. Tunis, Tunis 7-12 mai 1990, 35-44.
12. FOREL F.-A., 1895 - *Le Léman, monographie limnologique*, Tomes I, II, III, François Rouge, Lausanne.
13. MEYBECK M., 1986 - Composition chimique des ruisseaux non pollués de France. *Sciences Géologiques Bull.*, Strasbourg, 39, 3-77.
14. THIBERT S., 1994 - Exportations naturelles et anthropiques des ions majeurs et des éléments nutritifs dans le bassin de la Seine. *Thèse de l'Université Paris 6*, 195 p.
15. ALDERTON D.H.M., 1985 - Sediments. In: *Historical monitoring*, MARC Report 31, *Monitoring and Assessment Res. Centre University of London* : 1-96.
16. COLEMAN D.-O. & HUTTON, M., 1985 - Museum Specimen. In: *Historical monitoring*, MARC Report 31, *Monitoring and Assessment Res. Centre University of London*, 203-268.

17. GASSE F. & FONTES J.C., 1989 - Paleoenvironments and paleohydrology of a tropical closed lakes (Lake Asal, Djibouti) since 10 000 yrs. *Palaeogeogr. Palaeoclim. Palaeoecol.*, 69, 67-102.
18. RENBERG I. & HELLBERG T., 1982 - The pH History of lakes in south-west Sweden, as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio*, 11, 30-33.
19. GEMS/WATER, 1991 - *Gems/Water 1990-2000, The challenge ahead.* UNEP/WHO/UNESCO/WHO, OMS, Genève, 23 p.
20. WHO/UNEP; 1991 - *Water Quality. Progress in the implementation of the Mar del Plata Action Plan and a Strategy for 1990s,* OMS, Genève et PNUE, Nairobi, 79 p.

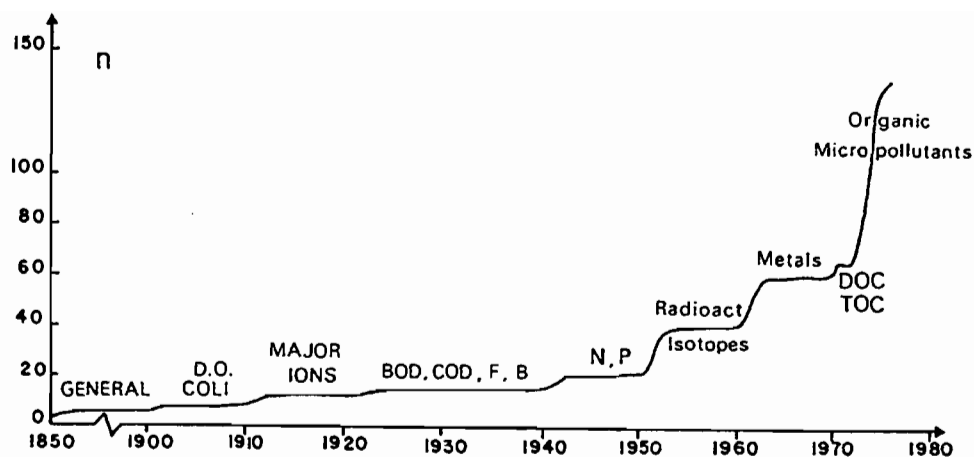


Figure 1 – Schéma de l'évolution des descripteurs chimiques de la qualité des eaux pris en compte dans les réseaux de surveillance, d'après (1).

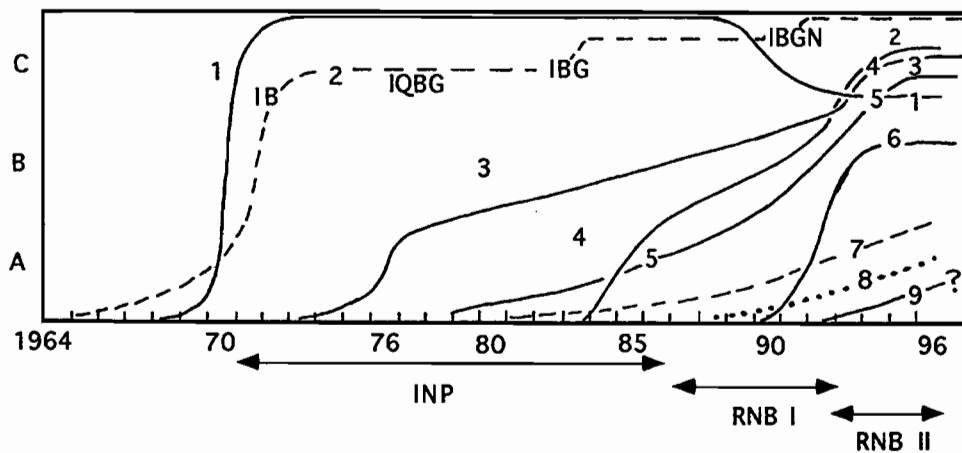


Figure 2 – Schéma de l'évolution de la surveillance nationale de la qualité des cours d'eau français. INP : Inventaire national de la pollution, RNB : Réseau national de bassin, A : approches expérimentales, B : approches testées par certains bassins, C : approches suivies par tous les bassins, 1 : analyses chimiques effectuées sur l'eau (abandon des micropolluants en 1993), 2 : bioindicateurs (Indice biotique, indice biologique global, indice biologique global normalisé), 3 : analyses de chlorophylle, 4 : analyses de micropolluants sur bryophytes, 5 : analyses de micropolluants sur sédiments, 6 : analyses de micropolluants sur MES, 7 : indice diatomique, 8 : indicateurs biochimiques, 9 : autres approches biologiques (bioessais, capteurs).

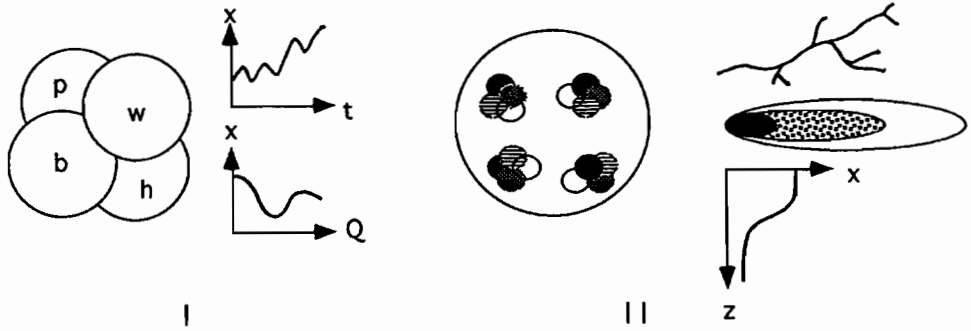


Figure 3 : Schéma de la surveillance de la qualité du milieu aquatique. I : approche stationnelle, II : réseau ; w : eau ; b : biote, p : particules ; h : habitat.

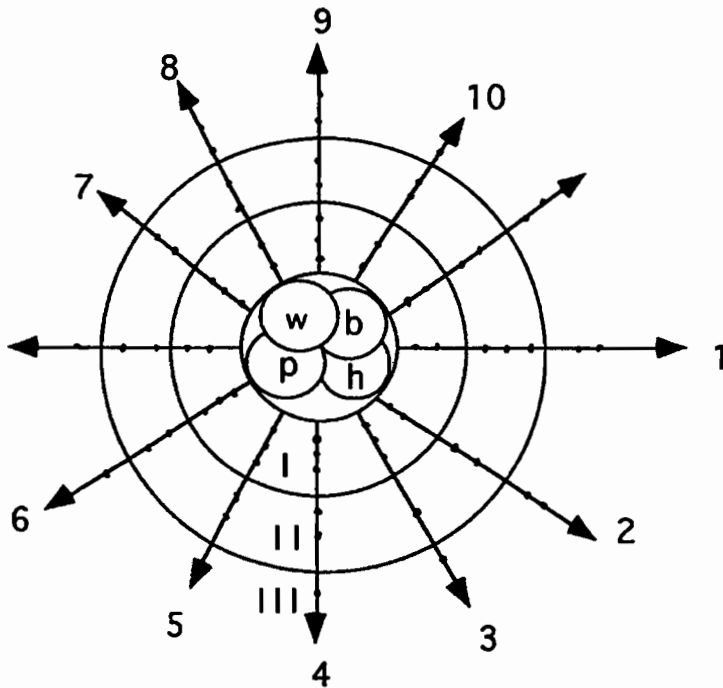


Figure 4 – Étoile des approches de la qualité du milieu aquatique. (1) variables physico-chimiques considérées, (2) critères de qualité de référence, (3) matériaux analysés (eau, particules, colloïdes, organismes, tissus, ...), (4) problématiques (nitrates, métaux lourds, contamination fécale,...), (5) milieux (ruisseaux, fleuves, lacs, réservoirs, canaux,...), (6) échelle des variations dans le temps (de la minute aux tendances pluriannuelles), (7) échelle des variations spatiales (verticale, transversale, longitudinale, amont-aval,...), (8) organismes aquatiques visés (des bactéries aux mammifères), (9) type d'approche biologique (espèces indicatrices, communautés, bioessais, biocapteurs, indicateurs biochimiques,...), (10) objectifs cognitifs purs (facteurs externes ou internes, naturels ou anthropiques, modélisation,...). Chaque axe comprend un nombre variable de descripteurs correspondant à trois niveaux d'investigations. I : études de base, II : études spécifiques, III : recherche et développement ; w : eau, b : biote, p : particules, h : habitat.

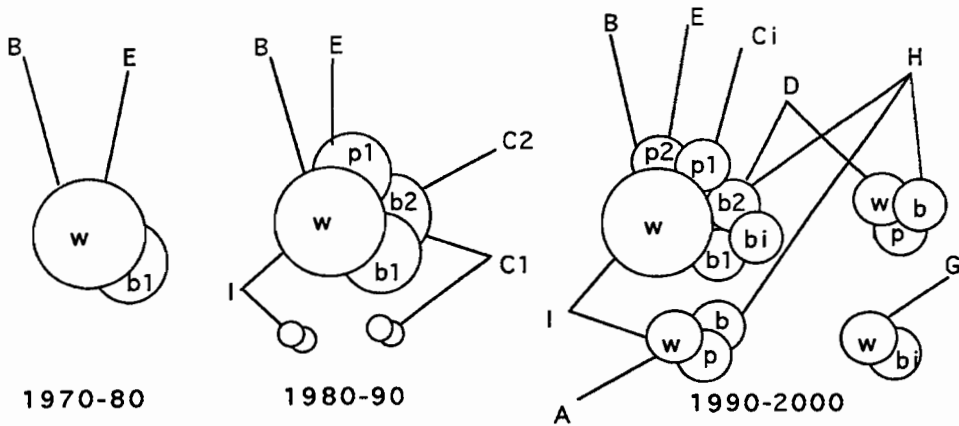


Figure 5 – Schéma de l'évolution passée et future des réseaux de surveillance en France.
 w : eau, b1 : invertébrés benthiques, b2 : mousses; bi : autres organismes, p1 sédiments, p2 : MES.
 Types de réseaux A : références naturelles, B : surveillance de base, C1 : eutrophisation, C2 : micropolluant, Ci : autres problèmes spécifiques, D : réseau de tendance (niveaux et flux), E : contrôle des impacts, G : alerte à la pollution, H : détection avancée des changements, I : modélisation (en 1980-90 eutrophisation).

Type de surveillance	Limite	Principales approches biologiques
A : référence naturelle	Quelle époque repère (1950,1900, 1800, 0...)? Représentativité", taille, et homogénéité des milieux.	Études des populations et des peuplements ; analyse chimique des organismes et des tissus;
B : surveillance de base	Densité des observations ; sélection des descripteurs.	Indicateurs biochimiques ; bioindicateurs ; analyses chimiques des organismes et des tissus.
C : surveillance spécifique	Établissement des normes requises et des processus fondamentaux du milieu	Étude des populations et des peuplements ; analyses des organismes et des tissus.
D : surveillance de tendance	Fréquence ; mesure des débits, et des MES, suivi à long terme (> 20 ans.	Bioindicateurs, analyse chimique des organismes et des tissus.
E : contrôle des impacts	Localisation des stations ; sélection des descripteurs.	Bioessais ; biocapteurs, indicateurs biochimiques.
F : suivi des catastrophes	Inventaire des polluants ; rapidité d'investigation	Bioessais ; biocapteurs.
G : alerte à la pollution	Information en temps réel, si possible en continu ; limite de détection adaptée aux besoins.	Bioessais ; biocapteurs
H : détection avancée des changements	Inventaire des polluants ; faible limite de détection ; amplification du signal.	Études des populations, des peuplements ; analyse des tissus et des organismes.
I : modélisation	Détermination <i>in situ</i> des paramètres des modèles.	Métabolisme du milieu

Tableau 1 – Types de surveillance : points critiques et approches biologiques.

Les réseaux d'observation et de surveillance

Observation and monitoring networks

Claude LASCOMBE

Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse

Alain LOUIS

Direction Régionale de l'Environnement Bourgogne

Résumé

Les réseaux d'observation structurés permettent d'entretenir et de développer le fonds de connaissance sur les milieux aquatiques, pour en connaître l'état et pour en suivre l'évolution. Au concept de réseau sont associés la double notion de permanence et de couverture spatiale mais également le concept d'efficacité et la fonction d'alerte. Les réseaux doivent être conçus en réponse à une problématique et selon un référentiel permettant d'apprécier à un instant donné, une situation donnée et un écart éventuel par rapport à ce référentiel. Les réseaux d'observation de la qualité des cours d'eau (Réseau national de bassin, réseaux complémentaires de bassin) sont les plus anciens. Ils ont pour vocation l'étude des paramètres physico-chimiques de base, des micropolluants métalliques et organiques, des paramètres biologiques, de la faune invertébrée et des autres groupes biologiques. Aucun dispositif national de type réseau n'existe pour l'observation des plans d'eau. Au niveau du littoral marin, l'IFREMER gère le Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin (RENO), le Réseau d'observation du phytoplancton (REPHY) et le Réseau d'observation microbiologique (REMI). L'amélioration du fonctionnement de ces réseaux repose sur une sélection des méthodes les plus adaptées au problème rencontré, la normalisation des protocoles, la valorisation des données recueillies.

Abstract

The structured observation networks aims to maintain and develop the knowledge basis on aquatic environments in order to understand their status and follow their evolution. The concept of a network is associated not only with the double notion of permanence and of spatial cover but also with the concept of efficiency and the warning function. Networks must be designed as an answer to the problematics and according to a reference system which allows a given situation, and an eventual gap compared with this reference system, to be assessed at a given time. The monitoring networks of the quality of the river (such as National network of basin, complementary basin networks) are the oldest. They are dedicated to the study of basic physico-chemical parameters, metallic and organic micropollutants, biological parameters, invertebrate fauna and the other biological groups. There is no national

network type device for the monitoring of water stretches. On coastal areas, the French organization IFREMER manages the National Monitoring Network of the quality of the marine environment (RENO), the Phytoplankton Monitoring Network (REPHY) and the Microbiological Monitoring Network (REMI). The improvement in the operation of these networks is based on the selection of the most suitable methods for the problem encountered, the standardization of protocols, and the valorization of the obtained data.

I. Les réseaux : principes, intérêt, limites

Les réseaux d'observation structurés sont l'un des moyens pour entretenir et développer le fonds de connaissance sur les milieux aquatiques, pour en connaître leur état, et pour en suivre leur évolution dans le cadre des politiques de gestion menées pour leur préservation ou leur réhabilitation.

Ils répondent à certains principes, qui en déterminent l'intérêt, mais aussi les limites, et permettent de bien les positionner par rapport aux études et aux programmes de recherche. Ces principes, précisés dans le cadre d'une réflexion stratégique de renforcement des réseaux du bassin Rhône-Méditerranée-Corse, sont rappelés ci-après.

A. Permanence et couverture spatiale

Au concept de réseau, est associé la double notion de permanence (au sens de la pérennité et non obligatoirement de la continuité) et de couverture spatiale avec les incidences financières que cela implique, en terme d'engagement sur la durée et de contraintes quant aux coûts unitaires par station.

Sous ces deux notions, temporelles et spatiales, est sous-tendue l'idée forte d'homogénéité des protocoles, d'un site à l'autre, et pour un même site, de reproduction à l'identique afin de juger d'une évolution.

B. L'opérationnalité

Un autre principe associé au concept de réseau est celui de l'opérationnalité (au sens de l'efficacité). Un réseau est fait pour fournir une information assez rapidement disponible au regard de la problématique considérée. Il n'est pas fait pour servir de champ d'expérimentation et de recherche appliquée, même s'il peut en constituer un point d'appui. Il s'alimente, par contre, des résultats de cette recherche et doit évoluer, mais en douceur, dans l'esprit de continuité qui en fait sa force.

Son positionnement stratégique, entre savoir et application peut être illustré comme suit (d'après P. Balland).

C. Une fonction "d'alerte"

Le réseau d'observation peut (doit) jouer une fonction "d'alerte", révélant tel ou tel phénomène nouveau, pouvant justifier un redéploiement du protocole, un approfondissement à travers une étude particulière, ou suggérer de nouvelles pistes de recherche, complétant sa fonction première de connaissance.

D. Des paramètres descripteurs

Conçu pour répondre à des objectifs bien identifiés, le réseau doit s'appuyer sur un ensemble de paramètres descripteurs des différents compartiments du système considéré. Ces descripteurs doivent présenter une bonne "réactivité", dans des délais compatibles avec ceux de la prise de décision.

E. Des règles strictes de construction

La construction d'un réseau d'observation résulte de l'optimisation des trois composantes essentielles suivantes :

- l'ensemble des couples "paramètres-compartiment du système"
- la fréquence temporelle
- la couverture spatiale

Elle ne peut donc se concevoir sans identification *a priori* :

- d'une problématique vis-à-vis de laquelle le réseau constitue l'outil apportant la connaissance attendue,
- d'un référentiel permettant d'apprécier à un instant donné, une situation donnée et un écart éventuel avec une situation de référence.

Le réseau, et l'information qu'il fournit, sont l'instrument de mesure de cet écart ; ils peuvent, le cas échéant, permettre de quantifier l'effort à consentir pour l'atténuation progressive de celui-ci.

L'optimisation s'entend bien sûr vis-à-vis du coût du réseau, l'objectif poursuivi étant la recherche du meilleur compromis "Richesse d'information - Coût d'acquisition".

F. Une vocation fondamentale de suivi

Grâce au jeu conjoint de ses composantes temporelle et spatiale, le réseau est un dispositif particulièrement pertinent pour apprécier une évolution, aussi bien à l'échelle du site élémentaire qu'à celle du territoire tout entier qu'il couvre par les points qui le composent.

Cette appréciation peut se concevoir et se conduire tant à travers un (ou des) couple(s) paramètre(s)-compartiment, considéré(s) individuellement que par une expression combinée de ces éléments, sous la forme d'un indicateur global et agrégé, directement relié à la problématique que l'on souhaite suivre par le biais du réseau.

Cet ensemble de caractéristiques propres au réseau et qui permet une expression intégrée d'une évolution, le distingue fondamentalement d'une étude particulière ou thématique.

G. L'hydrobiologie, un élément fort des réseaux, au service des mêmes principes

L'approche biologique, complément efficace des approches physiques et chimiques pour l'évaluation de l'état des milieux, tend à se renforcer au fur et à mesure de la prise en considération de la notion d'écosystème. Elle a désormais sa place dans les réseaux d'observation des cours d'eau, mais cherche encore sa voie dans les réseaux en place ou en projet intéressant les autres milieux (littoral marin, plans d'eau, et pourquoi pas milieux souterrains...).

Quels que soient le milieu et la variable biologique considérés, les principes généraux évoqués précédemment restent valables et les développements méthodologiques à venir, visant une application dans le cadre des réseaux d'observation, devront donc en tenir compte.

II. L'état de l'existant

L'accent est mis sur les réseaux d'observation de la qualité des cours d'eau, les plus anciens et les plus développés des réseaux utilisant des variables biologiques.

Il est toutefois fait mention des plans d'eau et du littoral marin, appelés sans doute à bénéficier très prochainement des avancées méthodologiques en cours.

A. Cours d'eau

1. Le Réseau national de bassin (R.N.B.). Objectif et organisation

Dès 1971, conformément à la loi sur l'eau de 1964 le ministère de l'Environnement a mis en place un dispositif de surveillance générale de la qualité de nos rivières : l'Inventaire National de la Pollution.

Ce réseau de base, entièrement financé par l'Etat, a ensuite été complété par d'autres réseaux, plus ou moins développés, coordonnées principalement par les agences de l'Eau avec le concours des Services Régionaux de l'Aménagement des Eaux du ministère de l'Agriculture.

En 1987, une réorganisation de l'ensemble du dispositif a donné naissance au Réseau national de bassin (R.N.B.) qui repose sur un protocole passé entre le ministère de l'Environnement et les six agences de l'Eau. Cette réflexion a permis de concentrer sur un dispositif unique et cohérent les moyens financiers et les compétences techniques, de rationaliser le choix des points de mesures et d'intégrer les nouvelles méthodes d'estimation de la qualité des cours d'eau.

Le R.N.B. constitue la référence en matière de connaissance patrimoniale de la qualité des cours d'eau. Il joue sur le long terme et vise trois objectifs principaux : assurer la connaissance patrimoniale de la qualité des cours d'eau, constituer une base de référence utile aux différents gestionnaires de l'eau pour orienter leur politique (Services de l'Etat, agences de l'Eau, collectivités...), permettre l'information du public sur l'état de santé de nos cours d'eau (associations, bureaux d'études, universités,...).

Bien que disposant de plus d'un millier de points d'observations sur le territoire national, le RNB n'apporte qu'une information très ponctuelle (de un à quelques points sur les plus grandes rivières) et ne permet pas d'apprécier la qualité sur l'ensemble du linéaire hydrographique. Parallèlement à ce système national, les agences de l'Eau et les services de l'Etat, afin de mieux couvrir certaines portions du territoire, se sont concertés pour développer des réseaux particuliers.

2. Les réseaux complémentaires de bassin (RCB) et les études diverses

Ces réseaux ont un statut très variable avec une maîtrise d'ouvrage répartie entre agences de l'Eau et collectivités territoriales, et donc une hétérogénéité plus grande, au niveau national, que le RNB, même si une cohérence est recherchée au niveau d'un grand bassin hydrographique ou d'une région.

Les réseaux complémentaires sont plus orientés vers les profils de cours d'eau avec une densité de points de mesures plus importante que le RNB mais, en général, avec une fréquence de mesures plus faible.

3. Contenu technique des réseaux

Les informations ci-après concernent principalement le RNB qui constitue l'ossature des réseaux de mesure de la qualité des rivières et sur lequel se calent les réseaux complémentaires. Les enrichissements apportés plus ou moins localement aux protocoles de base sont signalés.

Les points du RNB sont suivis soit annuellement, soit tous les trois ans (pour certaines stations du bassin Rhône-Méditerranée-Corse). Les fréquences de mesures sont adaptées au type de variable étudiée. Les analyses de chimie varient de 18 à 6 par an, le suivi biologique est annuel (à raison d'une à plusieurs campagnes par an) ou discontinu (tous les trois ans, par exemple), les mesures des toxiques ou celles en relation avec les phénomènes d'eutrophisation ont des fréquences également variables.

L'implantation des points de mesures obéit à un certain nombre de règles :

- adapter la densité des points à la superficie du réseau hydrographique,
- évaluer la pollution résiduelle à l'aval des grands sous-bassins,
- évaluer la pollution apportée par les cours d'eau à la mer et aux principaux plans d'eau,
- suivre l'impact des principaux centres de pollution,

- surveiller les secteurs les plus dégradés et quelques secteurs de bonne qualité particulièrement sensibles ou fragiles,
- disposer de références à l'amont des bassins dans des secteurs peu ou pas pollués et caractéristiques de diverses formations géologiques.

Les variables descriptives doivent également être homogènes et comporter là encore un noyau dur invariant (analyse chimique de base type PCA, mesure du débit, mesure d'indice biologique) et des paramètres optionnels adaptés aux spécificités du point de mesures.

Les paramètres physico-chimiques de base

Les paramètres de base et le débit sont mesurés systématiquement à chaque prélèvement d'eau pour déterminer les caractéristiques physiques et les pollutions organiques, azotées et phosphorées. Les paramètres de la minéralisation ne sont mesurés qu'une à deux fois par an. Des paramètres dits "optionnels" ne sont mesurés que là où cela s'avère nécessaire, soit qu'ils correspondent à des polluants fortement suspectés en raison de l'environnement local soit qu'ils soient caractéristiques de l'état du milieu naturel.

Les micropolluants métalliques et organiques

Ces substances présentes en général à de très faibles concentrations sont le plus souvent quantifiées en utilisant des supports intégrateurs tels que les bryophytes ou les sédiments.

Les paramètres biologiques

Ils concernent essentiellement la faune invertébrée, mais avec une nette tendance à un renforcement à partir d'autres indicateurs.

4. Les principales variables biologiques suivies dans les réseaux

La faune invertébrée

L'indice biologique global (IBG, Verneaux et coll., 1984), normalisé AFNOR en 1992 (IBGN) sur la base d'une exploitation des données acquises pendant plusieurs années dans le cadre du RNB (étude inter-Agences, en collaboration avec les DIREN), est de loin le plus utilisé. Il est appliqué sur la majorité des points du RNB, systématiquement sur les petits cours d'eau, moins uniformément sur les grands cours d'eau où sa mise en œuvre nécessite une adaptation du protocole (dragages en RMC et AG, substrats artificiels en RMC) et des règles d'interprétation différentes.

D'autres indices sont aussi déterminés, comme par exemple le CB2 (Verneaux 1982), ou encore l'IQBP (Verneaux et coll. 1976) dans les canaux du bassin Artois-Picardie notamment.

Des méthodes plus fines, basées sur l'examen d'un groupe d'invertébrés sont parfois mises en œuvre (ex. Chironomidés par la DIREN Picardie), mais ces initiatives restent pour l'instant très localisées.

Autres groupes biologiques

Les bactéries :

Les mesures se limitent à deux indicateurs, classiquement utilisés pour le suivi sanitaire. L'information, relative à la masse d'eau a une signification différente et complémentaire de celle résultant du suivi sanitaire des zones d'usage (baignade, prises d'eau pour l'alimentation humaine...).

La flore :

Les investigations portent principalement sur les diatomées, à partir d'indices divers (IPS, IDG, indice CEE...) développés par ou avec le Cemagref.

L'inadaptation de l'IBG aux systèmes de canaux du bassin Artois-Picardie a conduit très tôt à s'appuyer systématiquement sur l'étude de ce groupe dans le cadre des réseaux d'observation. Une cartographie de l'état biologique des cours d'eau, basée sur cette variable, a été éditée en 1994.

Des applications plus limitées dans le temps ou dans l'espace, ont été également effectuées en appui au RNB, sur les grands cours d'eau des bassins Rhin-Meuse (212 points), Adour-Garonne (60 points) et Rhône-Méditerranée-Corse (30 points).

Une harmonisation inter-bassins est souhaitable pour étendre le dispositif.

Au regard de l'eutrophisation, et en complément des mesures de chlorophylle, aujourd'hui largement pratiquées dans le RNB, des opérations expérimentales d'identification du phytoplancton (par grande famille, voire par genre et espèce) sont réalisées dans les bassins Loire-Bretagne, Seine-Normandie et Artois-Picardie. Des projets existent dans les trois autres bassins.

Ces observations, quoique assez lourdes, enrichissent considérablement l'information relative aux seuls pigments, ou la corrigent, par exemple en présence de cyanophycées, pauvres en chlorophylle.

La macroflore fait également l'objet d'investigations, mais encore à titre expérimental sur quelques sites par bassin, dans le cadre des études inter-agences.

Les poissons:

La prise en compte de ce compartiment, amorcée avec le lancement du réseau hydrobiologique et piscicole du Conseil Supérieur de la Pêche s'étend progressivement, avec l'appui des Agences, aux points du RNB (Rhône-Méditerranée-Corse, Artois-Picardie, Seine-Normandie).

Une harmonisation doit, là encore, intervenir dans le cadre d'un protocole précis d'échantillonnage et d'interprétation des résultats, dans les divers contextes étudiés (problème des grands cours d'eau en particulier).

B. Plans d'eau

Bien que prévu par la loi sur l'eau de 1964, au même titre que l'inventaire de pollution sur les cours d'eau, aucun dispositif national de type réseau n'existe pour l'observation des plans d'eau.

Une opération pilote, lancée dans le bassin Rhône-Méditerranée-Corse par l'agence de l'Eau, en collaboration avec les DIREN, a permis de tester sur une vingtaine de plans d'eau, un protocole dit de "diagnose rapide" proposé conjointement par le CERGRENE et le Cemagref.

Le protocole, basé sur 3 à 4 campagnes couvrant un cycle annuel, combine les approches physico-chimiques et biologiques, en privilégiant les variables intégratrices et notamment la faune benthique. Trois groupes sont considérés (oligochetes, mollusques, chironomides) et les résultats sont exprimés sous la forme d'indices. Pour la pleine eau, un indice phytoplanctonique est calculé, dont l'interprétation reste toutefois délicate compte tenu de la variabilité temporelle de ce compartiment biologique.

Des travaux se poursuivent pour l'amélioration de la méthode. Une exploitation des données acquises selon ce protocole est en cours, afin de mieux en apprécier les limites et apporter certaines améliorations, en particulier au niveau de l'expression et de la signification des résultats.

D'autres dispositifs du type réseaux, de portée géographique plus limitée, ont été mis en place dans d'autres bassins, faisant également intervenir les variables biologiques : suivi des plans d'eau de la Côte Aquitaine, observatoire du MORVAN...

C. Littoral marin

Un réseau dit "Réseau national d'observation de la qualité du milieu marin" (RNO) a été mis en place par l'Etat en 1974. Son opérateur technique est l'IFREMER qui intervient au niveau de la conception du réseau, de sa gestion et de l'exploitation des données, les cellules "qualité des eaux littorales" assurant une grande partie des opérations de terrain.

Dans ce dispositif de base, les observations sur les organismes vivants relèvent du seul domaine de la chimie (analyses de micropolluants sur moules, huitres et plus accessoirement poissons, ou d'activateurs ou inhibiteurs enzymatiques sur poissons...).

Des renforcements au RNO sont prévus, sous la forme de réseaux complémentaires, qui feront sans aucun doute intervenir des variables biocénologiques.

Certains réseaux locaux ou à vocation plus spécifique, s'intéressent par ailleurs déjà à la biologie : REPHY (Réseau d'observation du phytoplancton) et REMI (Réseau d'observation microbiologique) mis en place par IFREMER, réseau Posidonies en Méditerranée.

III. Perspectives

A. Développements méthodologiques

Dans une perspective d'application à un dispositif de réseau, les développements méthodologiques doivent viser à la fois :

- l'élargissement de la panoplie des variables biologiques utilisables de manière à mieux couvrir les différents niveaux de l'édifice biologique (pour une évaluation plus représentative de l'état biologique global des milieux) et mieux évaluer les effets des diverses sources de perturbation,
- l'intégration de ces informations diverses pour en extraire une expression synthétique de l'état des systèmes.

1. Elargissement de la gamme de variables biologiques

Plusieurs études, lancées ou en projet dans le cadre inter-agences, répondent à cet objectif, pour les eaux courantes :

- guide technique de bonne utilisation de l'IBGN,
- mise au point d'un indice diatomique pratique, applicable en routine au RNB,
- recherche d'indicateurs nouveaux : indice macrophytique, indice poisson, et peut être indice bactérien.

2. Des bases de données et d'interprétation

Les développements en direction de nouvelles variables où pour une meilleure utilisation des méthodes actuelles, doivent s'appuyer sur des connaissances de bases solides et cohérentes au niveau national.

Deux études importantes, également lancées en inter-agences, y participent :

- collecte systématique de données sur les macrophytes d'eaux courantes et leur environnement (programme "milieu et végétaux" - M.E.V., réalisé avec l'appui du GIS plantes aquatiques).
- découpage de la France, en régions écologiques, sous la direction scientifique de H. DECAMPS (CNRS Toulouse).

Les démarches prospectives vers de nouveaux groupes biologiques doivent, parallèlement à la mise au point d'indicateurs de l'état global des systèmes, s'intéresser aux possibilités de réponse spécifique vis-à-vis de tel ou tel type d'altération (pollution nutritionnelle, toxique...).

Parmi les autres initiatives lancées par des organismes de gestion et relevant de la même démarche, on signalera les travaux effectués sur les poissons dans le cadre du réseau hydrobiologique et piscicole du Conseil Supérieur de la Pêche, renforcé dans certains bassins par les agences sur des points du RNB.

3. Une traduction synthétique et opérationnelle des résultats

En accompagnement de toutes ces études, les agences engagent actuellement une réflexion en vue de l'élaboration d'un outil synthétique d'interprétation des données biologiques, dans le cadre d'une démarche globale visant à la mise à disposition des gestionnaires d'un système d'évaluation de la qualité (S.E.Q) des cours d'eau.

Ce système, destiné à se substituer aux "grilles" actuelles et à les compléter, analysera distinctement l'état de la qualité de l'eau (notamment au regard de ses effets potentiels sur les organismes : "fonction biologique" de l'eau), l'état de la qualité du milieu physique (incluant la composante hydrologique), et l'état de la qualité biologique qui constitue la résultante des deux influences précédentes.

L'étude du volet eau est en cours d'achèvement et celle relative au milieu physique fait actuellement l'objet d'une pré-étude de cadrage. Compte tenu des besoins, révélés en particulier par la procédure des SDAGE et SAGE, le volet biologique devrait lui aussi déboucher dans des délais relativement proches, sur la base des méthodes opérationnelles existantes ou susceptibles d'une mise au point rapide. Ces dispositifs sont toutefois prévus pour être évolutifs et pouvoir intégrer les avancées méthodologiques ultérieures, sans remise en question des principes et des structures de base.

4. Les eaux courantes.... et les autres milieux

Les études méthodologiques récentes ou en cours sur les cours d'eau ne doivent pas masquer les travaux menés par ailleurs sur les autres milieux. Des indicateurs biologiques susceptibles d'être intégrés dans les réseaux de mesure existants et en projets sur le littoral marin pourraient être proposés s'appuyant sur la macrofaune benthique, à l'image des cours d'eau, sur les peuplements piscicoles sédentaires de la zone infra littorale, etc.

Pour les plans d'eau, les travaux se poursuivent pour l'amélioration des méthodes applicables à un dispositif de type réseau.

Les résultats récents des recherches de J. Vemeaux et son équipe, selon une approche beaucoup plus fonctionnelle, basée sur l'étude simultanée des macrofaunes de bordure et profondes, ouvrent des perspectives intéressantes pour le suivi des lacs.

Les étangs saumâtres languedociens font de leur côté, l'objet de recherches par le Cemagref et l'IARE (Institut d'Aménagement Régional de l'Environnement) à la demande de l'agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse. Là aussi, et peut être plus qu'ailleurs encore du fait de la très grande variabilité temporelle de ces milieux, l'approche biologique semble devoir constituer l'assise du diagnostic et du suivi.

En ce qui concerne les eaux souterraines, il est à craindre, même si des possibilités d'utilisation d'indicateurs biologiques existent, que les difficultés d'échantillonnage constituent un obstacle à leur mise en œuvre dans le cadre de réseaux. Des applications plus limitées sont toutefois envisageables, notamment au niveau de l'interface cours d'eau-nappe, alluviale pour la connaissance des échanges entre les deux milieux.

B. Améliorations dans la mise en œuvre des méthodes

Des améliorations sont souhaitables et possibles aux différentes étapes de la mise en œuvre, allant du choix de la méthode à utiliser jusqu'à la phase finale d'interprétation du résultat.

Les écueils, difficultés, limites d'une méthode, sont généralement bien connus du spécialiste scientifique pour lequel il s'agit d'"évidences", alors que l'opérateur de terrain aura à trouver lui-même, et en fonction de son expérience et de sa sensibilité, les réponses aux problèmes qu'il rencontrera.

Considérant qu'un dispositif "réseau" à vocation à faire intervenir plutôt des hydrobiologistes "généralistes", et que la nécessaire harmonisation des observations n'est pas compatible avec des adaptations individuelles, des protocoles et guides d'utilisation précis et complets, couvrant la gamme la plus large possible de situations doivent être établis. Ils le seront en concertation étroite entre les concepteurs qui connaissent les fondements de leurs méthodes, et les praticiens, qui en apprécient concrètement les difficultés d'utilisation.

1. Quelle méthode, dans quel contexte, pour quel objectif ?

Au fur et à mesure que s'élargira la gamme des indicateurs biologiques utilisables, s'amplifiera le problème, - déjà actuel - de la sélection de la méthode la mieux adaptée.

Sans prétendre répondre *a priori* à toutes les questions susceptibles de se poser, ni exclure le recours aux spécialistes, des axes directeurs peuvent être proposés pour guider l'utilisateur dans ses choix.

Les agences, avec l'appui de scientifiques, se sont engagées dans cette voie sous la forme d'un inventaire des méthodes biologiques existantes, précisant leurs possibilités et limites, et débouchant sur un guide de choix (Etude IDE-Environnement, en cours de diffusion).

2. Des protocoles normalisés

L'utilisation d'un même protocole par tous les utilisateurs est indispensable dans le cadre d'un réseau.

La normalisation AFNOR offre à cet égard deux avantages : d'une part de permettre une concertation entre spécialistes pour la mise au point définitive d'une méthode la plus acceptable possible par tous, et d'autre part, de lui donner un caractère officiel permettant d'en exiger plus facilement la stricte application.

L'expérience vécue avec la succession d'indices biologiques "invertébrés" jusqu'à la normalisation de l'IBGN en est la démonstration.

3. Des guides d'utilisation

La norme AFNOR ne vise que le protocole sensu-stricto, et non les conditions de mise en œuvre de ce protocole et d'utilisation des résultats, avec toutes les nuances qui peuvent être introduites dans les différents contextes rencontrés.

Concernant l'IBGN, méthode biologique de base du RNB, qui faisait l'objet de nombreuses dérives d'application pour les aspects non abordés dans la norme AFNOR, les agences, s'appuyant sur l'expérience des DIREN et du CSP, ont réalisé un guide technique pour une utilisation optimale de la méthode, qui doit accroître l'efficacité, la reproductibilité, et permettre une meilleure valorisation des données de base (Etude GAY, sous presse).

Cette démarche devra être étendue aux autres méthodes actuelles et futures et être accompagnée, si nécessaire, de la mise à disposition d'ouvrages de détermination taxonomique pratique accessibles à la cible des opérateurs visés.

4. La validation et l'exploitation des données

La validation des données est un point essentiel dans la chaîne d'opérations conduisant au résultat final. L'intervention de l'hydrobiologiste est fondamentale pour intégrer certains ajustements justifiés par des conditions particulières, hydrologiques, de milieu, etc. susceptibles de fausser le diagnostic. Cette possibilité, qui doit rester ouverte, sera toutefois d'autant plus limitée, que les guides d'utilisation seront précis.

C. Centralisation et valorisation des données

1. Centraliser sans perdre l'information

La centralisation des données, nécessaire, ne doit pas être réductrice et se traduire par une perte d'information.

Qu'il s'agisse de l'IBGN (traduit au mieux dans le résultat final par trois valeurs : l'indice global, le groupe faunistique repère et la classe de variété taxonomique) ou de tout autre indice, une centralisation des données de base (liste taxonomique, éventuellement données quantitatives, conditions d'échantillonnage, description des habitats...) doit être assurée quelque part, par constitution d'une banque spécialisée.

2. RNDE, BNDE et Banques de Bassins

Un schéma directeur stratégique élaboré en 1992 pour le compte de la Direction de l'Eau et des six agences, a permis de définir les grandes orientations de la gestion des données sur l'eau (Banque nationale de données sur l'eau, BNDE) et à introduire le concept du Réseau national de données sur l'eau (RNDE), réseau de banques de données intégrant la BNDE, les banques de bassin, et les banques nationales thématiques.

Un protocole d'accord relatif à la mise en place du RNDE a été signé entre la Direction de l'Eau, les six agences, le Conseil Supérieur de la Pêche, l'Institut Français de l'Environnement (IFEN) et l'Office International de l'Eau (Oieau).

Ce protocole vise à :

- améliorer la collecte des données en organisant et en animant leur production,

- préserver le patrimoine de données,
- valoriser l'information en rendant ces données accessibles à l'aide d'outils d'exploitation ("produits").

Il prévoit également la mise en place de Banques de Bassin, destinées à répondre aux besoins spécifiques des bassins.

Les données biologiques sont évidemment concernées par ce dispositif, qui sera alimenté pour une large part par les réseaux de mesure. Il conviendra d'en suivre attentivement la construction de façon à assurer la meilleure utilisation et valorisation des méthodes utilisant des variables biologiques.

3. Cartographie et indicateurs globaux d'état et d'évolution

La représentation cartographique comme toute expression synthétique de données, est forcément réductrice.

Les travaux cités précédemment, engagés par les agences pour l'élaboration de systèmes d'évaluation de la qualité visent à fournir, parallèlement à l'information synthétique ultime, des informations intermédiaires exploitables en termes de gestion.

Les études réalisées pour le volet Eau, amènent à distinguer entre les valeurs de paramètres (résultats des analyses) et la classe de qualité finale, des niveaux d'altération pour les diverses famille de polluants, et des états de compatibilité avec les diverses fonctions de l'eau, et en particulier avec la fonction biologique.

L'exercice reste à conduire pour la qualité biologique, mais s'efforcera là encore, de répondre à des besoins variés.

Conclusion

L'apport des méthodes biologiques dans les réseaux de mesure de la qualité des milieux devient fondamental, avec la prise en compte des écosystèmes dans la politique de gestion des milieux aquatiques prévue par la loi du 3 janvier 1992.

L'importance des réseaux d'observation de l'état des milieux, en tant que base de connaissance et de suivi, justifie un effort particulier de réflexion dans la sélection et l'utilisation des variables biologiques pour optimiser les dispositifs en place et les compléter dans les domaines non ou insuffisamment couverts.

La difficulté de l'exercice, liée à l'étendue des besoins pour une couverture suffisante du territoire, est avant tout d'ordre financier, étant toutefois admis qu'en hydrobiologie, peut-être encore plus que dans d'autres disciplines, l'économie ne peut se faire au détriment de la compétence et de l'expérience des opérateurs.

Il convient donc d'évaluer le plus justement possible le seuil de simplification (tant dans la conception que dans la mise en œuvre des méthodes, et l'interprétation des résultats) en dessous duquel l'information perdra sa signification au regard des objectifs visés et deviendra alors trop dispendieuse car inutile, et ceci quel qu'en soit le coût.

Ce point d'équilibre, qui peut éventuellement être ajusté selon une démarche itérative passant par une révision (forcément limitée) des objectifs, ne peut se dégager que dans le cadre d'une réflexion commune associant les spécialistes scientifiques, les services d'application et les gestionnaires.

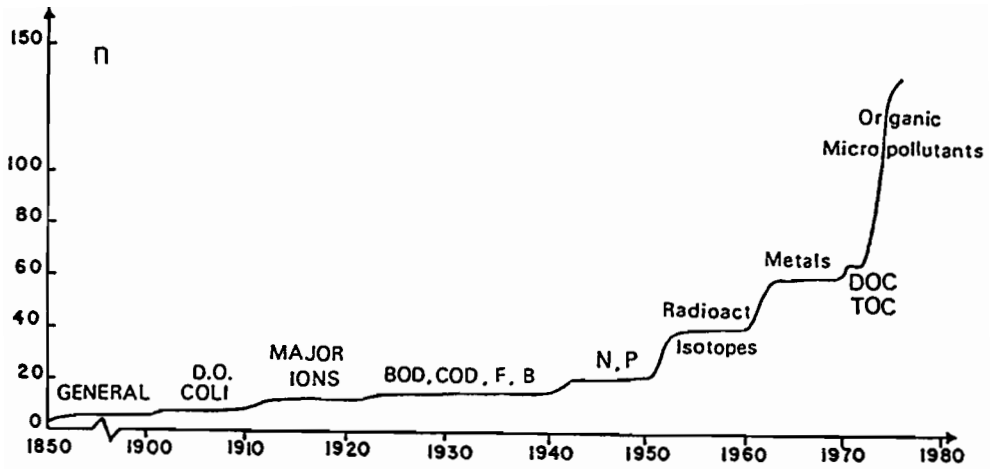
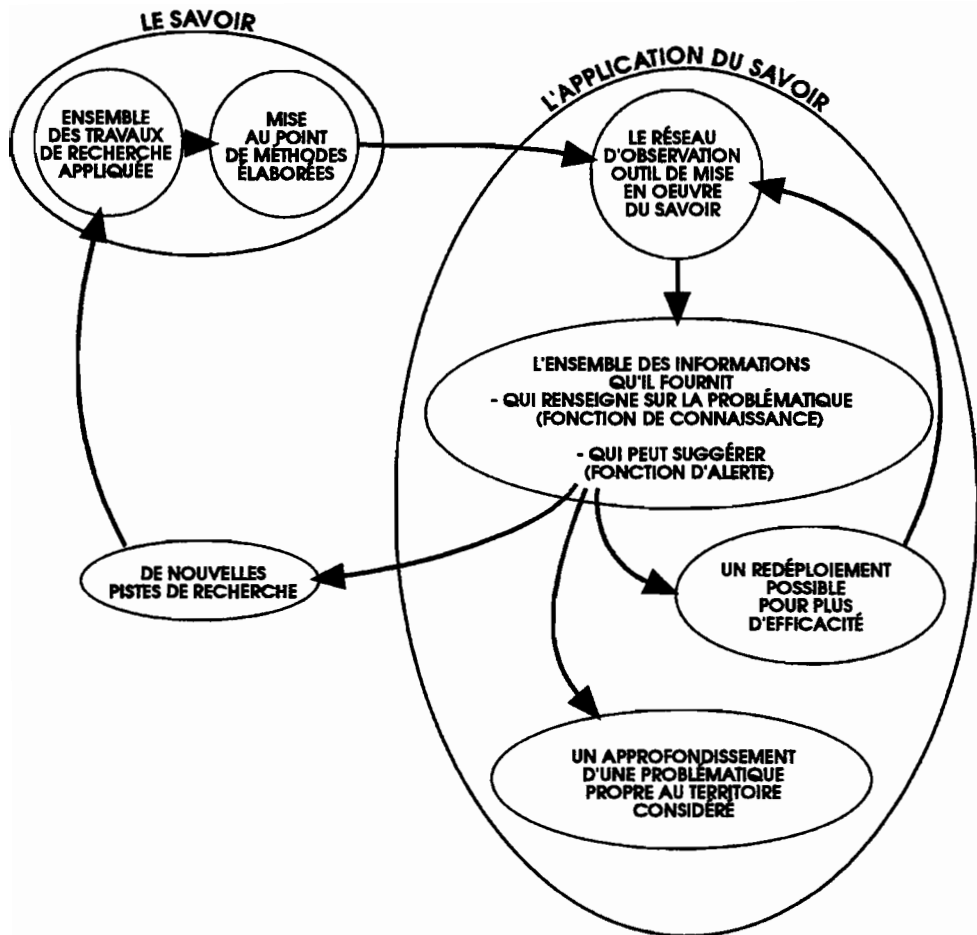


Figure 1 – Schéma de l'évolution des descripteurs chimiques de la qualité des eaux pris en compte dans les réseaux de surveillance, d'après (1).



L'exemple du réseau hydrobiologique et piscicole du Conseil Supérieur de la Pêche

The example of the hydrobiological and piscicultural network of the superior council of fishing

Jean-Pierre PORCHER

*Conseil Supérieur de la Pêche
Délégation Régionale Bretagne & Basse Normandie*

Résumé

Le Réseau Hydrobiologique et Piscicole (RHP), mis en place par le Conseil Supérieur de la Pêche, est constitué d'un ensemble de stations représentatives au niveau régional de l'éventail des types écologiques et de leurs degrés de perturbation par les activités humaines. Son principal objectif est d'apporter des informations nouvelles et pertinentes sur l'état des écosystèmes aquatiques. Il doit également assurer l'amélioration et la standardisation des méthodes d'échantillonnage, la constitution d'une base de référence homogène et actualisée grâce au retour d'expérience en temps réel, et le suivi chronologique des peuplements.

Abstract

The Hydrobiological and Piscicultural Network, set-up by the Superior Council of Fishing, is composed of a group of stations representative, at the regional level, of ecological environments, and of their disturbance levels resulting from man-induced effects. Its main objective is to supply new and relevant information on the status of aquatic ecosystems. It must also improve and standardize the sampling methods, create a reference database containing homogeneous and updated data based on the real time experiment feedback, and the chronological follow-up of the populations.

I. Présentation du réseau hydrobiologique et piscicole

Le Conseil Supérieur de la Pêche a réalisé au cours des dernières décennies de nombreux échantillonnages de peuplements de poissons dans un but de suivi expérimental, de gestion ou de diagnose écologique (environ un millier de points par an). Avec la collaboration des scientifiques, les responsables de ces opérations ont amélioré dans chaque région leur savoir-faire et leur capacité d'expertise, débouchant sur des échantillonnages plus fiables et des interprétations plus pertinentes. Toutefois, le traitement de ces données piscicoles a montré que l'information ainsi recueillie manquait de richesse, et que les techniques et les connaissances devaient être approfondies dans plusieurs directions :

- **standardisation des méthodes d'échantillonnage** par types de milieu,
- **constitution d'une base de référence** homogène, couvrant l'ensemble du réseau hydrographique national,
- **suivi chronologique des peuplements**, permettant d'analyser les variations inter annuelles, et de dégager les tendances d'évolution à long terme.

Pour répondre à ces objectifs, le **Réseau Hydrobiologique et Piscicole** (RHP) est constitué d'un ensemble de stations représentatives au niveau régional de l'éventail des types écologiques et des degrés de perturbation par les activités humaines. Il comporte 6 à 10 stations par département, chacune d'elles étant prospectée au moins une fois chaque année. La technique d'échantillonnage retenue est celle de la pêche à l'électricité, qui constitue un mode de prélèvement pratique et peu sélectif.

Un réseau expérimental de ce type est en place depuis 1990 en Bretagne et Basse-Normandie (7 départements, 66 stations). Son exploitation a montré (1) :

- que dans la majorité des stations, il existe une bonne **stabilité de la composition des peuplements**, ce qui confirme que le peuplement piscicole est bien représentatif des caractéristiques de l'environnement aquatique,
- que lorsque des évolutions notables sont mises en évidence, elle sont souvent la conséquence d'une perturbation extérieure brutale (pollution par exemple), ou bien les changements observés sont progressifs et orientés (pas d'évolution "au hasard"),
- que le suivi des peuplements ou d'espèces particulières peut renseigner sur l'**impact des grands phénomènes climatiques** (sécheresse, crues),
- qu'il existe une relation entre la **pression des activités humaines** et l'**état d'intégrité** des peuplements piscicoles.

II. Les poissons : une information complémentaire sur la qualité des écosystèmes aquatiques

La gestion ou l'analyse "par usages" de la ressource en eau a montré ses limites. Centrée au départ sur l'évaluation de la qualité de l'eau, elle doit de plus en plus prendre en compte la qualité du milieu dans son ensemble. Des outils d'appréciation biologique de la qualité des écosystèmes aquatiques ont été mis au point et sont utilisables dans des milieux variés. Les poissons présentent des particularités qui leur permettent d'apporter une information complémentaire :

- situés au sommet de la chaîne alimentaire, et dotés d'une longue durée de vie, ils sont des organismes **fortement intégrateurs** des conditions environnementales,
- ils sont sensibles à la **dégradation du milieu physique**, facteur important de l'intégrité des écosystèmes, jusqu'alors peu pris en compte,

- ce sont des **indicateurs médiatiques**, dont l'utilisation est susceptible de promouvoir la demande sociale pour un environnement de qualité.

Ces caractéristiques ont dans plusieurs cas fait des poissons des "**sentinelles**" de l'environnement aquatique. Ainsi sur la Sélune, cours d'eau du département de la Manche, en constatant la raréfaction des juvéniles de saumons, ce sont les pêcheurs qui ont alerté les autorités sur la dégradation de la qualité du milieu due à l'accroissement des rejets et à l'aggravation du phénomène de dystrophie dans les retenues EDF. Une étude fine réalisée en 1990 par EDF et le CSP (2) a confirmé la gravité de la situation, dont l'ampleur a été révélée par la vidange des plans d'eau en 1993. De nouvelles règles de gestion des retenues ont été définies, et leur effet sera contrôlé par le suivi des peuplements de poissons.

Le suivi des peuplements de poissons fournit des informations susceptibles d'intéresser de nombreux partenaires, et permettant par exemple :

- de tenir un tableau de bord "Etat du patrimoine",
- de mesurer l'impact des grands phénomènes climatiques et des activités humaines,
- de définir des mesures réglementaires de protection et de gestion des milieux et de la faune,
- d'évaluer les résultats de programmes d'intervention,
- de promouvoir les milieux naturels aquatiques,

Ces objectifs pourront être atteints avec davantage de précision si l'on met au point de nouvelles méthodes d'appréciation de la qualité biologique (indices poissons), testées en relation avec les indices existants.

III. Un outil à perfectionner

Conçu au départ pour répondre à la mission du CSP de dresser chaque année un "Etat des peuplements piscicoles", le Réseau Hydrobiologique et Piscicole doit être perfectionné et s'avère porteur de développements qui peuvent répondre aux besoins de multiples partenaires.

Il est d'abord nécessaire de **standardiser et d'améliorer les techniques d'échantillonnage**, tout spécialement dans les grands cours d'eau. Les travaux réalisés dans les laboratoires de recherche (échantillonnage ponctuel d'abondance, échantillonnage par ambiance, etc.) sont susceptibles de faire progresser rapidement notre savoir-faire sur ce point, et nous avons besoin d'une collaboration étroite avec les scientifiques. Ultérieurement, il pourra s'avérer utile d'intégrer des modes de prospection permettant d'échantillonner les lacs et plans d'eau.

Il est également indispensable d'assurer, en temps réel, **un retour des résultats** aux agents qui permettent le fonctionnement du réseau, et de diffuser sous une forme accessible aux différents partenaires, l'information tirée de ces prospections. Des progrès importants sont encore à faire dans les méthodes de traitement des données, et dans la présentation des résultats.

Le RHP, réseau couvrant la totalité du réseau hydrographique, et bénéficiant d'un suivi chronologique à long terme constitue aussi un inestimable **laboratoire** permettant de mettre au point, de tester et d'intercalibrer des méthodes. Il est à ce titre ouvert aux organismes de recherche, pour traduire les différents projets sous la forme de protocoles à mettre en œuvre sur le terrain.

L'outil, qui permet dans un premier temps de dresser des diagnostics de l'état global de l'écosystème évalué à partir des peuplements de poissons, doit devenir de plus en plus "explicatif" : Il faut pour cela établir les relations de causes à effets qui lient les peuplements de poissons aux facteurs de l'environnement. Une étude de faisabilité sur la mise au point "d'indices poissons" est en cours. La démarche mise en œuvre dans ce projet devra à la fois déboucher sur des indices synthétiques (des propositions existent d'ores et déjà, basées sur la biotypologie ou sur la structure des peuplements de poissons), et permettre d'étudier plus finement la réponse des peuplements de poissons aux variations naturelles ou aux modifications artificielles des facteurs de l'environnement.

IV. Un projet qui doit s'inscrire dans le long terme et associer de nombreux partenaires.

Le Réseau Hydrobiologique et Piscicole a pour première ambition d'apporter des informations nouvelles et pertinentes sur l'état des écosystèmes aquatiques. L'expérimentation menée depuis cinq années dans sept départements de l'ouest de la France a prouvé la **faisabilité du projet**. Comme tous les réseaux de mesures reposant sur des séries chronologiques, il doit s'inscrire dans la durée : ceci suppose la définition de **priorités claires**, une grande **rigueur** dans la mise en œuvre, et un suivi régulier permettant d'intégrer les progrès obtenus au rythme des prospections. En contrepartie, Le RHP doit permettre de comprendre les phénomènes écologiques propres aux milieux aquatiques, en particulier ceux qui correspondent à des **évolutions lentes** ou qui sont sous la dépendance de **processus complexes**, de **variables nombreuses**, et qui ne peuvent être appréhendés par des études limitées à quelques cycles annuels.

Au moment où ce réseau se met en place, l'ichtyologie des eaux continentales connaît de nombreux progrès et de nouveaux axes de recherche se développent. Il apparaît essentiel de tirer parti de cette synergie à la fois pour améliorer l'outil, et par une collaboration intelligente avec les chercheurs, pour transformer et valoriser en matière de gestion des écosystèmes aquatiques les nouvelles connaissances acquises par la communauté scientifique.

Pour en savoir plus, sur les deux exemples cités :

(1) Pierre-Marie CHAPON, 1993. Synthèse des observations de la faune piscicole de Bretagne. Rapport d'étude, Agence de l'eau Loire-Bretagne - Conseil Supérieur de la Pêche, 84 pages + tableaux et fig.

(2) H.CARDINAL et A. NIHOARN, 1990. La qualité de l'eau de la Sélune : Influence des retenues de Vezins et La Roche Qui Boit et conséquences pour la population de Saumon Atlantique. EDF, Direction Etudes et Recherches, 31 pages + 1 annexe.

Figure 1 - STATIONS DU RHP BRETAGNE : HISTOGRAMME DE TAILLE DES TRUITES
(voir commentaires page suivante)

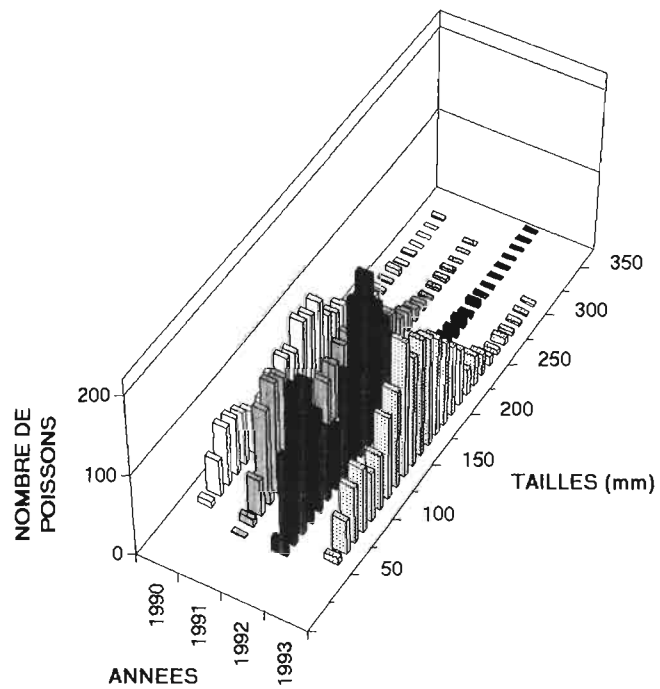
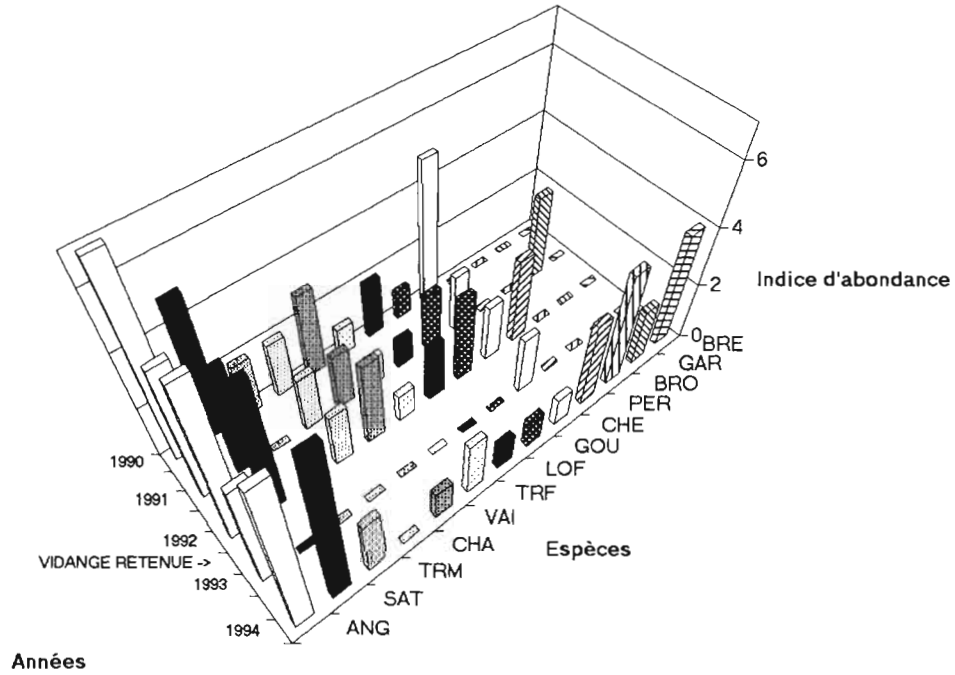


Figure 2 - EVOLUTION DU PEUPLEMENT DE LA SELUNE de 1990 à 1994 (voir commentaires page suivante)



Les données synthétiques nécessaires à l'élaboration d'un tableau de bord environnemental

Synthetic data needed to create an environmental management chart

Philippe CROUZET

Observatoires thématiques

*Département des systèmes d'observation
Institut Français de l'Environnement (IFEN)*

Résumé

L'application d'une méthodologie pragmatique pour l'élaboration d'un tableau de bord permettant de suivre l'état écologique des écosystèmes aquatiques est ici illustrée par trois exemples correspondant à trois grands types de problèmes. Ont ainsi été étudiés : les éléments retenus dans le projet de Directive européenne concernant la qualité écologique des écosystèmes aquatiques, l'analyse des impacts globaux du programme d'aménagement de la Loire, et le suivi des volets environnementaux du Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux en se basant sur le projet élaboré dans le bassin Adour-Garonne. L'analyse de ces exemples montre qu'il existe des lacunes au plan méthodologique et de la prise d'information et indique les axes de recherche à développer.

Abstract

The application of a pragmatic methodology to design a management chart that allows the ecological status of the aquatic ecosystems to be monitored is illustrated by three examples corresponding to three main types of problems. The following elements were then studied : the elements selected in the European Directive project concerning the ecological quality of aquatic ecosystems, the analysis of global impacts of the development program of the Loire, and the monitoring of the environmental aspects of the Master Plan of Development and Management of Waters based on the Adour-Garonne basin project. The analysis of these examples shows that at the methodological and information collection levels, information is lacking. It also indicates the directions to be taken for research development.

La définition de tableaux de bord, permettant de suivre l'état écologique des écosystèmes aquatiques, devient d'autant plus urgente que plusieurs systèmes législatifs et réglementaires privilégient cette préoccupation.

Le projet de Directive relative à la qualité écologique des eaux, l'évaluation de l'impact global du programme "Loire", le projet de SDAGE du bassin Adour-

Garonne, sont envisagés en tant que demandeurs de données synthétiques d'évaluation. La méthodologie expérimentale d'évaluation globale de l'environnement, mise en œuvre dans le cas de la Loire, est présentée en insistant sur la nécessité de variables d'environnement permettant la valorisation et l'utilisation des variables écologiques.

La présentation résumée des différents types de mesures des variables écologiques, confrontée aux besoins en indicateurs, tels qu'ils ressortent de la présentation des cas, permet de mettre en évidence les lacunes actuelles aux plans méthodologiques et de la prise d'information, et donc les axes de recherche à développer.

Introduction

En parallèle avec la prise de conscience par les décideurs de l'unité fonctionnelle des hydrosystèmes, des législations reflétant cette prise de conscience se mettent peu à peu en place.

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 fixe les orientations fondamentales d'une "gestion équilibrée de la ressource en eau", en vue de la préservation des écosystèmes aquatiques et de la satisfaction des usages économiques. Cette protection est envisagée pour elle-même, afin d'assurer des usages sanitaires et l'exploitation des ressources vivantes, et comme un moyen d'éviter les dommages dus aux inondations.

Parallèlement, la Communauté européenne a proposé une Directive relative à la qualité écologique des eaux (¹). Ce projet vise à faire prendre par chaque état membre des mesures de maîtrise de la pollution, et de tous les facteurs affectant la qualité écologique des eaux de surface. La qualité écologique est définie en fonction de la capacité d'autoépuration, de la diversité des espèces normalement présentes et de la qualité et de la structure des sédiments (visant principalement les eaux stagnantes, saumâtres et marines).

Dans les deux cas, l'assignation d'objectifs plus ou moins explicitement définis et plus ou moins mesurables, pose le problème des méthodes d'évaluation et de suivi de leur réalisation. Il est donc nécessaire que des méthodes et des outils soient élaborés de manière à répondre à ces besoins et que ces méthodes et ces outils permettent une évaluation efficace de l'état des hydrosystèmes, envisagés d'un point de vue biologique et écologique.

Ce papier présente donc un certain nombre de réflexions visant à enrichir le débat, à la lumière d'expériences passées dans la mise au point de descripteurs et d'indicateurs synthétiques de l'environnement.

¹ Commission des Communautés européennes. Proposition de Directive du Conseil relative à la qualité écologique des eaux. 1994. COM(93) 680 final 94/0152(SYN), 42 pages

I. Méthode d'approche

L'évaluation des données nécessaires à l'élaboration d'un tableau de bord implique de bien définir les différents termes utilisés, en parallèle avec la précision des objectifs et de méthodes applicables. Pour cela, une approche pragmatique, par l'exemple et par les besoins exprimés sera utilisée.

Le fait de limiter volontairement l'approche aux seules données synthétiques nécessaires à l'élaboration d'un tableau de bord environnemental complique le problème par rapport à une approche analytique des composantes biologiques des hydrosystèmes. En contrepartie, cela propose un défi à la recherche appliquée.

En application de la méthodologie pragmatique, qui a paru la seule utilisable, trois grands types de problèmes seront pris comme exemple, en recherchant dans chaque cas les orientations possibles de la construction d'une sorte de tableau de bord : les éléments retenus dans le projet de Directive, l'analyse des impacts globaux du programme d'aménagement de la Loire, tel qu'il était envisagé en 1990, et enfin le suivi des volets environnementaux des SDAGE (Schéma Directeur d'Aménagement et de Gestion des Eaux), prévus dans la loi sur l'eau, en se basant sur le projet élaboré dans le bassin Adour-Garonne ⁽²⁾. Ensuite les méthodes de mesure préconisées et les données effectivement disponibles dans le cadre de programmes de suivi seront examinées.

II. Analyse de cas

A. Recommandations du projet de Directive

Le projet de Directive propose que la qualité écologique des écosystèmes aquatiques soit déterminée par l'état des 9 groupes de descripteurs suivants : 1) oxygène dissous, 2) concentrations en toxiques et assimilés dans l'eau, le sédiment et la biomasse, 3) le niveau sanitaire des populations animales et végétales, 4) les communautés de macroinvertébrés, avec référence aux espèces normalement attendues, 5) les communautés végétales, en considérant également leur stade trophique (eutrophisation), 6) la permanence des populations animales, y compris les possibilités migratoires, 7) la capacité des eaux à maintenir une communauté de vertébrés supérieurs, 8) la capacité physique et biologique des sédiments, 9) les rives et rivages, des points de vue biologique et esthétiques.

Le mode d'utilisation des descripteurs est également proposé. Il se réfère aux conditions observables "*dans des milieux semblables pratiquement non perturbés par l'homme*". De ce fait, le projet laisse une certaine latitude de choix aux états membres, en raison des différences naturelles entre les différents territoires concernés.

Les données nécessaires à l'établissement de chaque groupe de descripteurs, et aux valeurs de référence associées, vont de mesures simples et

² Commission planification du Comité de bassin Adour-Garonne. 1994 SDAGE. Avant-projet 74 pages + 18 pages.

disponibles jusqu'à des investigations complexes, comme le niveau sanitaire des populations ou partiellement subjectives, comme l'aspect esthétique. Dans tous les cas, le besoin de données synthétiques est évident, puisque plusieurs descripteurs sont fortement liés et dépendants. Dans certains cas, des réflexions ont été bien avancées dans l'élaboration même d'indicateurs, que ce soit pour la présentation de la qualité biologique des rivières, de l'état trophique des lacs. En revanche, des descripteurs restent à construire pour présenter l'état biologique des marges des cours d'eau (c.f. ci-après). Elle ne prévoit pas la production d'indicateurs totalement synthétique permettant de juger globalement de l'état d'écosystèmes particuliers.

B. Impact global du programme d'aménagement de la Loire

La Loire, qualifiée de "dernier fleuve sauvage" d'Europe, est le plus long (1012 km) fleuve de France et l'axe principal d'un bassin versant de 115 000 km². Les rivières du bassin de la Loire sont toutefois d'ores et déjà équipées de nombreux ouvrages hydroélectriques, qui ont éradiqué les poissons migrateurs de la plupart de ses affluents et de la Loire amont elle-même depuis des décennies. Des digues, dont la construction des premières ébauches remonte au IX^{ème} siècle, sont dans leur forme définitive depuis le milieu du XIX^{ème} siècle, et modifient radicalement l'écoulement des eaux et l'épanchement des crues dans le lit majeur de la Loire moyenne. Enfin, l'exploitation intensive des sables et graviers, conjuguée avec les travaux s'achamant à rendre navigable "un fleuve de sable où coule un filet d'eau" selon la formule de Babonnaux, ont abaissé la ligne d'eau de manière dramatique.

Le projet (en 1990) de compléter les barrages existants de Naussac et de Villerest par les ouvrages de Serre de la Fare, du Veudre, de Chambonchard, d'assurer le remplissage de Naussac à partir d'un pompage dans l'Allier ainsi que divers travaux d'accompagnement, posait la question de l'impact global et synergique de l'ensemble des aménagements et de leur gestion prévisionnelle. Aussi, l'EPALA a confié la réalisation d'une étude globale d'environnement de la Loire à la Sté Béture Setame.

Le défi de ce type d'étude est de pouvoir proposer un jugement objectif (donc reproductible) quant aux effets globaux sur l'environnement des projets d'aménagements hydrauliques de grande ampleur. Dans ce cas, "l'environnement" a évidemment une acception très large et recouvre à la fois l'avifaune, les poissons, la qualité des eaux, l'hydrogéologie, les incidences sur l'agriculture, la perception des paysages et le tourisme, tout autant que les aspects relatifs à la finalité essentielle du programme: protection contre les crues et soutien des étiages. De ce fait, la problématique recouvre en grande partie le concept de "tableau de bord environnemental".

Pour l'atteinte des objectifs de cette étude une méthodologie originale a été développée de manière à permettre l'évaluation des changements de l'état de l'environnement, tout en mettant en évidence les causes de changement et les composantes de l'environnement plus ou moins affectées par ces causes. Elle est basée sur les remarques suivantes, de portée générale :

1) On ne sait pas *quantifier* l'incidence de la réalisation d'un programme hydraulique sur chacune des parties, appelée cibles, de l'environnement d'un système fluvial.

2) Il est possible de calculer la fréquence avec laquelle chacune de ces parties est affectée par le ou les phénomènes hydrologiques (et des facteurs hydrauliques associés) qui la déterminent et qui sont le moteur principal de l'ensemble des comportements des systèmes aquatiques. Or, tout programme d'aménagement hydraulique modifie avant toutes choses, la fréquence d'apparition de ces phénomènes hydrologiques moteurs, que l'on appellera *événements*.

L'analyse des composantes de l'environnement permet de déterminer les *cibles*, (par exemple, alimentation ou reproduction d'une espèce d'oiseau, franchissement d'un obstacle par un migrateur, maintien d'une ripisylve, risque d'inondation d'un secteur particulier, alimentation de captages en nappe alluviale, etc.). Chaque cible est décrite à la fois par sa localisation et par un *phénomène associé*, en relation avec l'hydrologie, qui traduit la manière dont cette dernière module la réponse de la cible. Chaque phénomène associé se caractérise par une certaine probabilité (A%, N% et D%) d'être Augmenté, de rester Neutre ou d'être Diminué, dans toute situation hydrologique définie, de référence ou issue de l'application du programme d'aménagement. Il est, en outre, muni d'un sens (+ 1 ou - 1) qui explicite l'aspect favorable ou défavorable de l'évolution supposée. Selon la définition d'une cible ("développement de ..." ou "disparition de ..."), l'effet d'un événement est en effet exactement à l'inverse.

Sur les 221 tronçons (Loire et Allier) 915 cibles ont été décrites et munies de 1179 relations cible-événement quantifiant autant de phénomènes associés. Pour l'évaluation des 4 étapes de réalisation envisagées dans le cadre du programme d'aménagement et de deux états de référence, et compte tenu des possibilités d'extrapolation, le calcul des valeurs A,N,D (7074 triplets) a été tiré d'un peu plus de 2000 ajustements hydrologiques.

Par construction méthodologique, l'évaluation environnementale peut être effectuée en rapportant toute situation à une autre considérée comme base de comparaison. Les règles de comparaison ⁽³⁾ autorisent une présentation des résultats sous forme cartographique ou sous forme de graphique statistique conservant les pourcentages de "dégradation" et "d'amélioration". L'enseignement essentiel de l'étude a été que la gestion hydrologique, qui modifie la forme des étiages et la fréquence des crues petites et moyennes, est le facteur principal de modification environnementale, avec pour cause essentielle la perturbation des niveaux d'eau. Cet enseignement, avec pour corollaire les observations qui se révèlent nécessaires au suivi, et la méthode d'utilisation des données, propose des pistes pour une forme de tableau de bord dynamique.

³ P. Crouzet : Impact d'ensemble des aménagements à buts multiples : de la méthodologie au bilan (2): méthodologie d'évaluation appliquée au bassin de la Loire. 1991. 17ème Congrès des grands barrages Q64-R34, pages 548 -555. Wien.

C. Schéma directeur de bassin (SDAGE)

Le projet de SDAGE élaboré par le Comité de bassin Adour-Garonne propose six thèmes, dont le premier est consacré à la "Gestion et protection des milieux aquatiques". Les actions suivantes sont proposées : 1) meilleure prise en compte des milieux aquatiques, 2) protection des écosystèmes aquatiques [zones remarquables, champs d'inondation, protection des ripisylves, zones humides], 3) restauration des phénomènes naturels de régulation de la dynamique fluviale, 4 et 5) valorisation du patrimoine piscicole et nautique.

La problématique du suivi et de l'évaluation des actions passe bien évidemment par un suivi des paramètres biologiques des milieux. Toutefois, comme dans le cas de la Loire, ce sont les facteurs de maîtrise des espaces et de la dynamique fluviale (niveaux, régime des débits) qui apparaissent comme les moteurs essentiels. Il est donc clair que l'évaluation dynamique des actions, c'est-à-dire une approche capable d'apporter les éléments de décision et de gestion, impose une prise d'information qui dépasse largement les simples variables biologiques. Le suivi du SDAGE (et la synthèse nationale des actions) implique donc la mise au point de descripteurs qui pourraient s'inspirer à la fois de la méthodologie "Loire" et d'une approche plus classique pour des secteurs statiques de l'environnement, peu soumis aux aléas hydrologiques.

III. Les méthodes préconisées pour l'évaluation des données

De nombreuses méthodes d'évaluation de l'état des écosystèmes ont été définies et certaines normalisées. Par méthodes définies, on entend des procédures établies, répétables, et ayant pour objet la description de composants des écosystèmes aquatiques ou des facteurs les affectant directement. Seules les méthodes dont l'objectif est l'évaluation de ces composantes sont citées ici ; celles apportant une information complémentaire, comme les facteurs environnementaux à but non spécialisé, ne sont pas envisagées, car elles ne sont pas généralement considérées comme entrant dans le champ de mesure des variables biologiques.

A. Eaux courantes

C'est pour l'évaluation des eaux courantes que la plus grande diversité de méthodes peut être observée. Dans la revue effectuée par de Pauw et coll. ⁽⁴⁾, les méthodes proposées sont regroupées en quatre familles : Indices saprobiques (7 méthodes), Indices biotiques (44 méthodes), Indices de diversité (24 méthodes), Index comparatifs (21 méthodes). Les index de ce dernier groupe ne peuvent être mis en œuvre que si de communautés de référence existent, ce qui en réduit la portée pratique. La diversité des méthodes est la conséquence à la fois des objectifs généraux du développement et dans les concepts biologiques sous-jacents, qui

⁴ N. de Pauw, P.F. Ghetti., P. Manzini., R. Spaggiari : Biological assessment methods for running water. *in* River water quality. Ecological assessment and control. Commission des communautés européennes Luxembourg 1992, pages 217 - 249.

entraînent une nécessaire adaptation aux communautés et aux espèces effectivement présentes dans les différents milieux aquatiques de l'Europe occidentale.

Un des objectifs, souvent retenu dans le développement des méthodes biologiques, est le souhait de pallier les difficultés d'échantillonnage des eaux et le coût des analyses par des méthodes biologiques globales et intégratrices. A cet objectif correspondent le concept et les indices basés sur des espèces indicatrices en fonction de leur polluosensibilité. C'est le cas des indices saprobiques au sens large.

La seconde catégorie regroupe les indices de diversité considérés en tant qu'estimateurs de la dégradation (ou de l'écart) par rapport à une situation de référence. Ce type de méthodes est principalement en faveur en Amérique du Nord.

La troisième catégorie, qui comporte les indices biotiques au sens large, combine les informations tirées de la présence d'espèces indicatrices avec la diversité. A ce groupe appartiennent les différents indices utilisés en France, en Belgique et en Italie. En France, l'IBG est désormais une composante obligée des réseaux nationaux de bassin qui constituent l'ossature de la surveillance qualitative des eaux courantes.

A côté des méthodes résumées précédemment, et qui font appel essentiellement à des algues ou à des invertébrés benthiques, un essai à grande échelle de développement d'un "indice poisson" a été lancé par le Conseil Supérieur de la Pêche, dans un premier temps sur la région Bretagne. L'approche retenue consiste à définir des sites d'échantillonnage où des captures quantitatives de poisson sont effectuées par pêches électriques. L'analyse de la structure des peuplements et des effectifs est comparée à la qualité physico-chimique des eaux, aux pressions humaines sur le bassin versant et au "peuplement piscicole potentiel" correspondant au niveau typologique théorique. Cette approche est particulièrement intéressante dans la mesure où elle constitue une évaluation d'un état de santé et un essai de chiffrage des poids respectifs des causes. La prise en compte de cette méthode dans le cadre d'un réseau national de mesures (le RHP, Réseau Hydrologique et Piscicole) est particulièrement encourageante.

B. Appréciation de l'état des hydrosystèmes stagnants

L'appréciation de la qualité des eaux stagnantes est effectuée à partir de caractéristiques physico-chimiques (transparence, oxygène dissous, chlorophylle planctonique et charge en phosphore) et biologiques (algues et macrophytes, invertébrés et poissons). Il existe toutefois des méthodes diverses d'appréciation, orientées vers l'économie maximale des moyens. Au contraire des eaux douces, la très grande indépendance des eaux stagnantes impose au moins un point de mesure par pièce d'eau, ce qui rend prohibitive la mise en place de campagnes de mesures complètes, comparables à celles effectuées dans les eaux courantes.

La gestion des eaux stagnantes peut être facilitée par un système de classification. En fait, les principaux systèmes sont basés sur l'état trophique, au seul stade de la production primaire et de ses effets immédiats, observés ou supposés à partir de la charge en phosphore. Selon les auteurs, la prise en compte des

caractéristiques morphométriques et environnementales est plus ou moins complète. Les approches les plus connues sont celles de Carlson (Indice d'état trophique), Dillon et Rigler (Classification d'état trophique), Vollenweider (Classification OCDE, basée sur la charge en nutriments). Ces différentes approches sont revues par Preazzi et Chiaudani.

Les approches d'état trophique permettent, moyennant une disponibilité minimale des données, l'établissement de statistiques comparatives de l'état des principaux plans d'eau. Ceci a été réalisé pour 179 des principaux plans d'eau français. Elles sont toutefois insuffisantes pour évaluer l'état des stades trophiques supérieurs, voire de l'attrait et des usages possibles. Les approches strictement biologiques, également revues par Premazzi et Chiaudani (op. cit.) sont critiquées à la fois pour leur complexité de mise en œuvre et pour leur représentativité partielle. L'avancement des recherches dans ce domaine est évidemment moins grand que pour le cas des eaux superficielles.

L'évaluation de la faisabilité d'un cadre commun d'appréciation de la qualité des lacs, dans le contexte de la préparation de la Directive relative à la qualité écologique des eaux superficielles, a amené ces auteurs à proposer deux listes simples de paramètres physico-chimiques et biologiques assortis d'une table de classification en 5 catégories. Ces dispositifs paraissent constituer un cadre commode d'expérimentation de la faisabilité et du suivi des plans d'eau.

C. Mesures de l'écotoxicité et de l'état sanitaire des populations

Les méthodes précédemment résumées ne portent en général que sur la diversité ou l'altération des populations, toutes causes confondues. La connaissance du degré de contamination des individus et de leur état sanitaire, dont les objectifs peuvent être très divers, est une autre approche, moins largement explorée.

L'approche écotoxicologique est à la fois orientée vers la connaissance de l'état et vers la gestion des rejets. Il est évident que le nombre des substances potentiellement toxiques est tel que seule une approche globale par leurs effets est possible. Toutefois, le principe des "toxicités mélangées" pose que pour un mélange de n substances toxiques, présentes à une concentration c , et de LC_{50} connue, on a la relation suivante :

$$\sum_{i=1}^n (C_i / LC_{50i}) = (11)$$

De ce fait, de nombreux polluants peuvent avoir un effet toxique, par effet de cumul avec d'autres, à des concentrations nettement inférieures à leur NOEC. Jusqu'à plus ample informé, il est donc clair que des approches synthétiques à partir des rejets présumés des principales substances doivent être manipulées avec beaucoup de précautions.

C'est dans la gestion à moyen et long terme des risques de toxicité des écosystèmes que des méthodes sont à rechercher. Le concept de "bombe à retardement" a été présenté par de nombreux auteurs sur des sujets variés : accumulation d'azote nitrique dans les couches insaturées des aquifères, stockage en excès de phosphates agricoles dans le complexe argilo-humique, accumulation

de cuivre et de zinc dans les sols recevant de fortes doses de lisier, risquant à terme de causer une phytotoxicité.

En France, la donnée désormais la plus utilisées de manière systématique, et pouvant donc conduire à une analyse synthétique, est basée sur la mesure des contaminants accumulés par les bryophytes, dont la méthode a été vérifiée et intercalibrée. Cette mesure est désormais effectuée en routine dans le cadre des réseaux nationaux de bassin.

Il ne semble pas y avoir de méthode de suivi sanitaire des populations aquatiques d'eau douce, sauf pour les élevages. En mer, les programmes de suivi des ulcérations des animaux marins sont restés au stade expérimental.

IV. Données disponibles

La revue des données effectivement disponibles pour la réalisation de tableaux de bord n'a pas été menée de manière systématique. La première étape d'inventaire des sources d'information s'est concrétisée par la publication du Catalogue des sources de données de l'environnement. Les sources décrites dans ce catalogue montrent l'existence d'inventaires faunistiques et floristiques sectoriels, mais la quasi-absence de données dynamiques sur les populations. Le travail actuellement poursuivi par l'IFEN est l'identification de sources complémentaires ainsi que la définition de sources de données qui seraient nécessaires pour répondre à certains besoins. Il est clair que des données indispensables à certaines parties des tableaux de bord envisageables ne seront pas disponibles dans un avenir proche, par exemple le suivi des hauteurs d'eau dans des secteurs à fort intérêt biologique.

V. Discussion

Il existe un grand nombre de variables biologiques, dont ce séminaire aura contribué à élargir la liste et préciser la pertinence. Ces variables permettent une connaissance détaillée de l'état. Toutefois, si on rapproche des besoins, en termes de diagnostic (impliquant l'identification des causes), puis en termes de pronostic (impliquant l'identification des paramètres d'action), on doit constater que des lacunes importantes existent tant en ce qui concerne les méthodes d'interprétation que la disponibilité de données externes pertinentes, notamment les facteurs environnementaux essentiels.

A partir des trois exemples qui constituent une liste ouverte des besoins en tableau de bord, un rapprochement, des variables biologiques, des variables d'environnement et de l'existence d'une méthode d'interprétation a été effectué. Cette démarche n'est pas exhaustive mais elle suggère des axes d'investigation.

A. Eaux courantes

Thème	Variables biologiques		Variables d'environnement		Méthode
	Type	Disponibilité	Type	Disponibilité	
Qualité biologique des eaux	IBG	Oui	Qualité générale	Oui	Disponible
Zones humides	Diversité biologique	Faible	Occupation des sols Hauteurs d'eau	En cours Faible	A préciser
Etat sanitaire	Données sanitaires	Non	Référence, populations	Faible	A préciser
Ripisylves	Cartographie Diversité biologique	Faible Faible	Hauteurs d'eau Occupation des sols	Partiel En cours	A préciser
Ecotoxicologie	LC50 espèces IBG (et similaire)	Partiel Oui	Rejets Dilution Sédimentation	En cours Oui Rare	A repréciser
Etat des populations de poissons	Espèces menacées Etat des populations	Oui Partiel	Ouvrages, travaux C.f. RHP	En cours En cours	Disponible Disponible
Franchissement (migrateurs)	Populations actuelles Référence	Partiel Rare	Ouvrages Régime des débits	En cours Partiel	A repréciser
Avifaune alimentation reproduction	Populations Effectifs / proies Nidificateurs /succès	Oui Partiel Partiel	Habitats Régime des débits et qualité des eaux	Partiel Rare	Disponible A repréciser

S'agissant des eaux courantes, il est clair que la réalisation d'un tableau de bord environnemental demanderait une disponibilité de données et surtout la définition de méthodologies applicables et reconnues. Il semble que ce soit dans le seul cas de la Loire, et pour des objectifs bien circonscrits, qu'un tel tableau de bord a pu être mené à bien à partir de données effectivement disponibles. Il serait probablement fructueux de faire réviser cette méthodologie de manière à l'appliquer dans d'autres cas similaires ou dérivés. Le problème à résoudre sera le choix entre une adaptation méthodologique, impliquant peu de créations de données nouvelles, ou la mise en place de réseaux d'informations. Des tableaux de bord sectoriels peuvent toutefois être réalisés dans un avenir raisonnable.

B. Eaux stagnantes

Thème	Variables biologiques		Variables d'environnement		Méthode
	Type	Disponibilité	Type	Disponibilité	
Qualité biologique des eaux	A choisir	Eparse	Morphométrie, dynamique	Rare	Disponible
Dégré trophique	OCDE ou autre	Faible	Morphométrie, dynamique, apports	Rare	Disponible

Dans le cas des eaux stagnantes (eaux marines exclues), ce sont principalement les données statiques qui font le plus défaut. Les données biologiques et physico-chimiques sont toutefois inexistantes sur la plupart des plans d'eau et dispersées pour ceux qui sont suivis.

VI. Conclusion

A l'exception de la qualité des eaux courantes continentales, et de quelques aspects sectoriels ni les données de base, ni les données d'environnement, ni les méthodes ne sont concomitamment présentes pour les principaux thèmes qui pourraient requérir le confection de tableaux de bord environnementaux. Un développement méthodologique est nécessaire pour définir des données utiles, et valoriser les données existantes.

Il semble toutefois que l'on ne doit pas rechercher un seul mode d'évaluation, mais au contraire valoriser les systèmes sectoriels d'indicateurs existants ou en développement (biologie des eaux courantes, poissons, eaux stagnantes,...) et rechercher en parallèle un système global, très synthétique, inspiré (au moins dans son niveau d'agrégation) de celui mis en œuvre pour la Loire.

Conclusion générale

Christian LÉVÊQUE
*Directeur du Groupement d'Intérêt Public
sur les Hydrosystèmes*

Nathalie CHARTIER-TOUZÉ
*Chargée de la mission Eaux Continentales et Marines
du Service de la Recherche et des Affaires Economiques
du Ministère de l'Environnement*

Conclusion Générale

General Conclusion

Résumé

Les variables biologiques doivent trouver leur place dans les systèmes de surveillance de l'évolution de l'état de santé et de la biodiversité des milieux aquatiques, au côté des variables physico-chimiques dont elles sont complémentaires. L'identification des groupes biologiques qui pourraient être les meilleurs modèles biologiques reste à déterminer. Il faudra également développer la diffusion de l'information scientifique et son exploitation afin de développer des outils à usage prédictif. Une autre approche des problèmes de qualité des écosystèmes aquatiques est l'approche économique qui tend à donner un prix, une valeur économique à l'environnement et aux ressources biologiques de façon à faire prendre conscience au public de l'importance des décisions concernant la gestion des milieux naturels.

Abstract

The biological variables must find a place in the systems that monitor the evolution of the state of health and the biodiversity of the aquatic environments, in complement to physico-chemical variables. The identification of the biological groups that could be the best biological models still needs to be determined. The diffusion of the scientific information and its use will have to be developed in order to design predictive tools. Another approach of the problems concerning the quality of the aquatic ecosystem is the economical approach which tends to give a price, an economical value, to the environment and biological resources in order to alert people on the importance of taking a decision concerning the management of natural environments.

Les exposés et les débats de ces deux jours de séminaire ont confirmé, si besoin en était, que les variables biologiques sont complémentaires aux variables physico-chimiques. Elles permettent la prise en compte du compartiment biologique des hydrosystèmes et, par là-même, doivent trouver leur place dans les systèmes de surveillance de l'évolution de l'état de santé et de la biodiversité des milieux aquatiques. Cependant, la qualité de l'habitat offert par le milieu reste le principal déterminant de la qualité des communautés vivantes : il faudra dans l'avenir rechercher une meilleure cohérence entre la collecte des données physiques, chimiques et biologiques pour établir des relations entre la qualité de l'habitat et la qualité des communautés animales et végétales des milieux aquatiques.

L'utilisation des variables biologiques n'est pas une nouveauté : de nombreux travaux ont été effectués en France et à l'étranger depuis quelques décennies. Diverses méthodes ou modèles biologiques ont été proposés et la connaissance générale sur la question est bien meilleure que dans beaucoup d'autres domaines

intéressant la gestion des hydrosystèmes. Il existe des indicateurs qui répondent à des échelles de temps et d'espace différentes (une bactérie et une baleine ne répondent pas de la même manière et à la même vitesse aux perturbations). Il existe des indicateurs d'alerte sur le court terme tandis que d'autres ont pour objectif de révéler des évolutions lentes sur le long terme.

Toutefois, il reste encore de nombreux travaux de recherche à mener pour standardiser et, pourquoi pas, normaliser les procédures, de manière à obtenir un même type d'information avec le même degré de précision dans divers pays européens, par exemple. L'identification des groupes biologiques qui pourraient être les meilleurs modèles biologiques de portée internationale reste à déterminer.

Il ne faut pas non plus en rester au stade des indices basés sur des inventaires spécifiques. Une approche plus dynamique est maintenant possible et le principal enjeu sera, dans les années à venir, la gestion de l'information afin de la rendre utilisable pour développer des outils à usage prédictif. En hydrologie, on ne se contente plus de relever le niveau de l'échelle, on est depuis longtemps passé à la modélisation. Le monde vivant, bien que probablement beaucoup plus complexe, nécessite également de recourir à l'outil informatique, aux bases de connaissances, aux systèmes d'aide à la décision. C'est un champ de recherche dans lequel les scientifiques doivent s'investir sans tarder car il est stratégique et porteur de projets pour l'avenir.

Des progrès certains restent également faire dans le domaine de la diffusion de l'information scientifique auprès des chercheurs eux-mêmes qui peuvent montrer une certaine méconnaissance des travaux de recherche menés à l'étranger (les publications de synthèse sorties ces dernières années chez nos collègues anglo-saxons, par exemple) et auprès des utilisateurs des résultats des recherches. On peut se demander si les résultats des recherches sont assez diffusés ou sont-ils suffisamment accessibles, mais il y a de toute évidence à améliorer le transfert de l'information scientifique. Cependant, si les chercheurs doivent se montrer plus pédagogues, il faut aussi qu'ils aient un public récepteur et motivé. Ce public doit par exemple admettre qu'il n'est pas réaliste de penser que l'on pourra un jour identifier un indicateur universel, simple, robuste, et bon marché.

Mais les scientifiques sont-ils suffisamment entendus ? Nous avons évoqué la question des inondations lors de ce séminaire : il est scientifiquement reconnu que les zones d'inondations sont des éléments importants du fonctionnement des systèmes fluviaux que ce soit en termes de productivité biologique ou en termes de régulation des crues. Pourtant on continue imperturbablement de canaliser et de supprimer des zones humides, et ce, malgré, voire contre, la législation en vigueur. Le message n'est donc pas entendu, qu'il vienne des scientifiques, ou qu'il vienne du législateur, ce qui suscite de sérieuses interrogations pour l'avenir.

Sur quel système de référence s'appuyer pour apprécier l'état d'évolution d'un hydrosystème ? Cette question est apparue souvent au cours de ce séminaire. Or, nous savons que les hydrosystèmes ont évolué en permanence au moins sous influence climatique, et depuis quelques siècles sous influence anthropique grandissante : il paraît donc illusoire, dans nos pays européens, de pouvoir retrouver un système mythique qui se rapprocherait d'un supposé état naturel de référence.

Etat de référence dans lequel on devrait retrouver, en toute logique, un certain nombre de "pestes", comme les moustiques, que nous avons éradiqués avec leurs biotopes au grand soulagement des populations riveraines des marais.

Pour définir un système de référence il faudra donc faire des compromis et c'est là que se situe le véritable enjeu : quels objectifs devons-nous fixer en terme de qualité écologique des milieux aquatiques ? Pouvons nous caractériser ce que nous appelons un système en bonne santé et nous fixer les moyens d'y parvenir ? C'est seulement après avoir défini ces objectifs que nous pourrions évaluer la faisabilité de nos ambitions et réunir les moyens intellectuels et financiers pour les réaliser. Mais quel est le bon compromis entre ce qui paraît écologiquement et économiquement indispensable et les contraintes d'une gestion multi-agents et multi-usages ?

On peut également se demander si la société est bien informée des coûts induits par la dégradation ou la réhabilitation des hydrosystèmes et est prête à assumer ces coûts y compris la mise en place d'un système d'alerte et de surveillance ? Les travaux qui se développent en économie de l'environnement tentent de donner un prix, une valeur économique, à l'environnement et aux ressources biologiques. Ils doivent montrer ce que la société perd ou gagne en termes économiques dans des prises de décision concernant l'utilisation des hydrosystèmes. En définitive, la démarche socio-économique pourra apporter des éléments afin de fixer les objectifs de gestion en terme de compromis acceptable et accepté par la société. C'est sur la base de ce compromis que nous serons en mesure de sélectionner les modèles biologiques pertinents pour un état de référence choisi en fonction d'objectifs nécessairement politiques.

Parallèlement, il nous faut progresser dans le domaine de la modélisation à but prédictif de manière à pouvoir apporter des éléments prospectifs pour alimenter les débats sur le choix des objectifs.

La validation de modèles prédictifs suppose de pouvoir planifier le recueil de données sur le long terme et utiliser les séries temporelles éventuellement disponibles, même si l'on connaît les difficultés liées à l'interprétation des observations biologiques quand elles ne sont pas assorties d'observations quantifiées de l'évolution de l'habitat. Cette question amène à réfléchir sur l'organisation éventuelle d'un système de suivi et de surveillance biologique des milieux aquatiques qui devrait être structuré en :

- un réseau de sites d'observation à partir duquel on puisse mettre en évidence les grandes tendances de l'évolution des milieux par la mise en œuvre de méthodes simples et standardisées,

- des sites-ateliers en nombre limité dans lesquels des recherches plus approfondies sur les milieux, leur structure, leur évolution, seraient développées de manière à établir les relations de cause à effet entre les actions de l'homme et les modifications de l'environnement.

A l'heure où la société demande de plus en plus de comptes à ceux qui ont la charge de la gestion de l'environnement, il convient de bien identifier ce que les gestionnaires et les politiques attendent de la recherche. Quels sont les objectifs de

gestion et quels types de recherche pourront y répondre ? Quel investissement sera consenti par la société et sur la base de quels compromis ? Voilà les questions essentielles auxquelles nous devons nous consacrer dans les prochains mois car la gestion de la recherche ne souffre pas l'improvisation et la prise en compte de l'attente des gestionnaires des milieux aquatiques nécessite un dialogue permanent.

La loi sur l'eau du 3 janvier 1992 qui a posé le principe de "gestion intégrée des milieux aquatiques" marque une avancée décisive vers la prise en compte de la qualité écologique des eaux. Les directives européennes (habitat, qualité écologique des eaux), le réseau Natura 2000, le plan d'action pour les zones humides et la convention sur la biodiversité sont autant de manifestations d'intérêt qui indiquent la volonté politique de préserver le fonctionnement écologique des milieux aquatiques. Nous avons donc de bonnes raisons d'être optimistes et de considérer que le travail entrepris par les scientifiques aura des retombées positives pour la gestion des milieux aquatiques.



Avec la participation logistique de l'AGHTM,
Association générale des hygiénistes et techniciens municipaux

ISBN 2-85362-456-0



Cemagref Éditions 1997

Prix : 185 F TTC