

# Outils de diagnose fonctionnelle pour l'ingénierie écologique en rivière

Jean-François Perrin<sup>a</sup>, Michel Lafont<sup>b</sup> et Alexandre Pery<sup>b</sup>

Les milieux aquatiques sont soumis à des perturbations chroniques qui comprennent plusieurs degrés de gravité, ceux de niveau intermédiaire étant réputés conditionner les formes et les biocénoses. Quant aux plus extrêmes, ils conduisent à un risque environnemental pour les organismes, pour les fonctionnalités les plus vulnérables, et donc pour les usages humains qui en dépendent. La parution récente de la Directive cadre sur l'eau (DCCE, 2000) a rendu urgent le développement d'outils d'évaluation de la situation sur une échelle de gravité normalisée, incitant les acteurs de l'eau à préserver ou restaurer un bon état écologique.

Aujourd'hui une recherche finalisée se développe fortement autour des rivières anthropisées, où, à des facteurs polluants très divers, s'ajoutent des régimes hydrologiques chaotiques. Dans ce contexte, la diagnose<sup>1</sup> d'état hydrobiologique est un prélude incontournable à la mise en scène de procédures d'ingénierie écologique. Elle vise d'abord à déceler les *signes de perturbation* d'un système avant de pousser plus loin les investigations et de proposer une solution technique adéquate. Elle procède un peu comme l'enquête policière par un relevé d'indices matériels et d'empreintes, échantillons ensuite traités par le laboratoire spécialisé. Ses résultats demandent à être interprétés par un praticien ou un expert.

La diagnose met ainsi en œuvre un *outil d'évaluation de l'état* destiné à pointer du doigt les anomalies et points faibles. On lui distinguera en hydro-écologie deux registres possibles :

– *l'état qualitatif* confronté à un référentiel taxonomique, c'est-à-dire la conformité par rapport à une communauté de référence au « bon état écologique », éventuellement calée dans un contexte géographique ;

– *l'état fonctionnel*, selon un référentiel physiologique, basé sur le taux de satisfaction de certaines fonctions essentielles, matérialisées par des communautés vivantes en interaction étroite avec les conditions physiques et chimiques, état mis en évidence dans des milieux de référence ou témoins.

À ces outils d'évaluation, il faudra adjoindre autant que possible des *outils prédictifs*. Ceux-ci visent à mesurer le niveau de risque environnemental, et donc les effets sur le fonctionnement du système en termes quantitatifs, en utilisant la voie de la modélisation. Parce qu'il peut s'appuyer sur un bio-test, avec un organisme intégrateur « crédible » dans un compartiment clef de l'hydrosystème, cet outil participe pleinement à la *diagnose fonctionnelle*.

Nous allons présenter ici la contribution du Cemagref de Lyon au développement d'outils de diagnose qualitative et fonctionnelle. Ce premier

1. La diagnose est une procédure d'auscultation rapide d'un milieu qui consiste à mesurer quelques paramètres intégrateurs dont on sait interpréter les écarts par rapport à une « normalité ». Une diagnose préliminaire est souvent utile pour cerner les différentes origines des flux d'eau, principale clé de lecture du fonctionnement, et pour confirmer les symptômes d'une détérioration.

## Les contacts

Cemagref,  
<sup>a</sup> UR Hydrologie-hydraulique  
<sup>b</sup> UR Biologie des écosystèmes aquatiques, 3 bis quai Chauveau, CP 220, 69336 Lyon Cedex 09

2. IBGN Norme française NFT 90-350, IBD NFT 90-354, IOBS NFT 90-390, IBMR NFT 90-395, IPR NFT 90-344.

assemblage de méthodes autour d'une représentation écosystémique commune ouvre le chantier de R&D INECO : les illustrations suivantes ont été choisies parmi les travaux contributifs les plus opérationnels.

### Exemple de diagnose qualitative : un système de confrontation de bioindicateurs

Les méthodes qui sont susceptibles d'être utilisées dans les réseaux de mesure doivent être opérationnelles, c'est-à-dire : i) avoir une signification écologique validée ; ii) être normalisées ou standardisées ; iii) être transférables à des opérateurs. En France par exemple, on dispose de 5 indices normalisés par l'AFNOR<sup>2</sup> : l'indice biologique global normalisé (IBGN, 1992), l'indice biologique diatomées (IBD, 2000) ; l'indice oligochètes de bioindication des sédiments (IOBS, 2002), l'indice biologique macrophyte en rivière (IBMR, 2003), et dernièrement l'indice poissons en rivière (IPR, 2004).

Cependant, le fait de disposer d'outils opérationnels ne suffit pas. La nécessité de donner un cadre conceptuel, un « mode d'emploi » d'utilisation simultanée des indices biologiques opérationnels constitue un enjeu français (programme SEQ, Inter-Agences de l'Eau, 1999) et européen majeur, notamment dans le contexte

de la Directive cadre sur l'eau (DCCE, 2000 ; Wasson, 2001). Ce diagnostic est indispensable pour établir les bases d'une gestion durable des écosystèmes aquatiques. Parmi les pistes possibles, le Cemagref a proposé un système d'harmonisation d'indices qualitatifs (Lafont *et al.*, 2001a ; 2003). Ce système est prévu pour interpréter et synthétiser les informations qu'apporte chaque indicateur, même si ces informations semblent contradictoires. La redondance des informations n'est donc pas recherchée *a priori* et les discordances entre indices peuvent parfois révéler des causes d'altération que l'on ne soupçonnait pas (Lafont, 2001).

En terme de décision, la confrontation d'indices de sensibilités et de significations diverses permet de guider les gestionnaires en repérant les compartiments les plus altérés, de donner des objectifs de qualité écologique à préserver ou à restaurer sur un cours d'eau, mais aussi de retenir les méthodes les plus adaptées à l'étude d'un contexte donné.

Le système harmonisé est sommairement présenté dans le tableau 1 et la figure 1. Il utilise quatre indices de qualité normalisés ; l'indice macrophytes dédié au statut trophique des rivières n'est pas encore intégré. Les bornes de classe ont été calées dans un référentiel typologique unique couvrant des situations habituelles S1 à S6.

Définition d'un gradient d'altérations et niveaux d'incidence des pollutions sur la richesse taxonomique	<p><b>S1</b> : aucune altération, très bonne situation (vert clair)</p> <p><b>S2</b> : légère altération, bonne qualité et richesse élevée (vert moyen)</p> <p><b>S3</b> : altération significative, qualité et richesse moyennes (vert foncé)</p> <p><b>S4</b> : forte altération : prolifération de taxons résistants (gris clair)</p> <p><b>S5</b> : très dégradé : rares taxons résistants à la pollution toxique (gris moyen)</p> <p><b>S6</b> : dégradation extrême : invertébrés absents (gris foncé)</p>
<p><b>Compartiments</b></p> <p>Qualité biologique globale</p> <p>Qualité des sédiments</p> <p>Qualité biologique des eaux</p> <p>Qualité biologique poisson</p>	<p><b>Indices opérationnels associés</b></p> <p><b>QBG</b> : IBGN (AFNOR 1992)</p> <p><b>QBS</b> : indice oligochètes IOBS (AFNOR 2002)</p> <p><b>QBE</b> : indice diatomique IBD (AFNOR 2000)</p> <p><b>QBP</b> : indice poisson rivière IPR (AFNOR 2004)</p>
Qualité écologique générale	<p><b>QEGa</b> : état actuel</p> <p><b>QEGo</b> : état objectif</p>

▲ Tableau 1 – Terminologie du système d'harmonisation de quatre indices qualitatifs dans un référentiel commun d'altération S1 à S6 (adapté de Lafont *et al.*, 2001a ; 2003).

Les situations extrêmes S0 (état « vierge ») et S7 (toxicité maximale) se situent hors de ce champ de mesures. La qualité écologique générale d'une station (QGE) est déterminée par l'indice le plus déclassant. Quand l'indice IOBS (toxicité des sédiments) domine, on peut pondérer la QGE relativement au pourcentage de recouvrement des sédiments fins dans la station, image de sa capacité de stockage des polluants (Lafont *et al.*, 2003). Le mode d'estimation des dommages subis par le milieu récepteur est classique : procédure de calcul d'écart à une situation de

référence ou à défaut S1. Le système d'harmonisation possède un caractère diagnostique par rapport aux types d'agressions que peut subir un cours d'eau, en incluant les effets biologiques marginaux liés au contexte anthropique (figure 1). L'extrapolation à un bassin entier peut s'opérer en utilisant un nombre suffisant de stations d'étude, permettant de disposer alors d'un quadrillage représentatif du bassin considéré. Ce système est enfin prévu pour s'affranchir autant que possible de la complexité des contextes éco-régionaux.

S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE
●	●	●	●	●	●	

**Cas théorique :**  
tous les bioindicateurs donnent le même diagnostic pour QGE (qualité écologique) :  
1 : très bonne ; 2 : bonne ; 3 : moyenne ;  
4 : médiocre ; 5 : mauvaise ; 6 : très mauvaise.

S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE
		●				QBG
●						QBS
●						QBE
		●				QBP

**Cas n°1 : « Effet macrofaune-poissons » :**  
effet de perturbations physiques d'origine humaine, sans pollution chimique (recalibration, etc.), de pollution acide, ou d'une homogénéité naturelle des habitats (contexte éco-régional par exemple).

S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE
●						QBG
●						QBS
		●				QBE
		●				QBP

**Cas n°2 : « Effet eau et poissons » :**  
situation rencontrée dans le cas de pollutions intermittentes ou diffuses (seuls répondent les diatomées et les poissons).

S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE
●						QBG
		●				QBS
●						QBE
●						QBP

**Cas n°3 : « Effets sédiments » :**  
situation rencontrée dans le cas de pollutions toxiques stockées au niveau des seuls sédiments fins.

◀ Figure 1 – Fiche de présentation du système harmonisé de confrontation des indices qualitatifs, selon différents niveaux et types d'altérations (d'après Lafont, 2001). Une même situation générale S3 (QGE = 3 : altération significative, qualité moyenne) peut résulter de diverses combinaisons d'effets sur les compartiments biologiques.

## La diagnose fonctionnelle : outils prospectifs et outils systémiques

Certains organismes ont un rôle fonctionnel prépondérant parce qu'ils permettent le bon déroulement des transferts d'énergie au sein des écosystèmes. Ainsi, les chironomes (diptères dont les larves vivent dans les sédiments) se nourrissent principalement de matières organiques micro-détritiques ou adsorbées sur les particules fines du substrat (Rasmussen, 1984). Ils représentent une ressource importante dans le régime alimentaire des poissons, notamment en site eutrophe, et des oiseaux d'eau (Berg et Hellenthal, 1992). Ils rendent donc disponibles pour ces espèces la ressource énergétique présente sous forme de détritus à la surface des sédiments. La diagnose fonctionnelle s'appuie fortement sur l'observation du comportement de telles communautés.

### Exemple d'outil prospectif : la modélisation des effets toxiques au niveau des populations

La quantification des effets toxiques sur la densité ou la biomasse de telles populations d'organismes « ressource » participe donc à la diagnose fonctionnelle. Cette quantification est délicate sur le terrain dans la mesure où la densité des organismes étudiés est soumise aux variations temporelles et géographiques. Une alternative consiste à prélever des échantillons de milieu, à exposer des organismes à ces échantillons au laboratoire et à déduire les effets sur les populations de ces organismes.

Le changement d'échelle de l'individu à la population permet d'intégrer en un seul paramètre des résultats obtenus sur plusieurs critères du cycle

de vie des organismes (croissance, survie, reproduction) et d'atteindre une échelle pertinente en terme de fonctionnalité des écosystèmes.

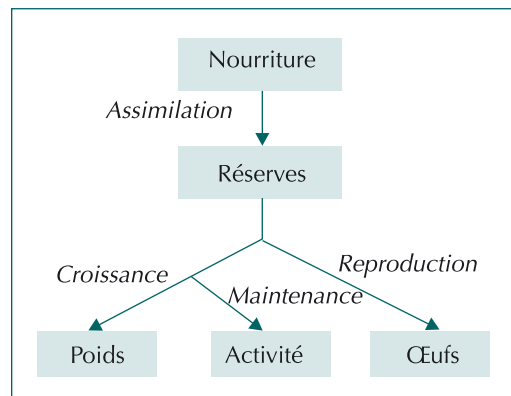
La modélisation est incontournable pour mener à bien ce changement d'échelle, dans la mesure où l'étude expérimentale d'une population est longue (plusieurs cycles de vie), ce qui pose des problèmes pratiques (maintien de conditions d'exposition constantes, personnels mobilisés durablement sur une seule expérience, risque plus élevé d'un dysfonctionnement du dispositif expérimental).

Nous présentons ici la démarche entreprise pour l'étude de la qualité des sédiments fins prélevés sur le terrain grâce à des tests effectués avec *Chironomus riparius*. Cette démarche est facilement généralisable à d'autres milieux et à d'autres espèces.

Il s'agit tout d'abord de comprendre le fonctionnement énergétique de cette espèce. L'énergie est au cœur du cycle de vie des organismes. En outre, une étude de fonctionnalité trophique se doit, avant d'étudier d'éventuels impacts sur les transferts d'énergie au sein des écosystèmes, de prendre en compte la gestion de l'énergie au niveau individuel. Une approche simple consiste à distinguer trois grandes fonctions : croissance (augmentation du poids), maintenance (respiration, déplacements...) et reproduction. Cela suffit généralement à apprécier les effets de facteurs exogènes. La représentation schématique de la théorie est présentée par la figure 2. L'énergie de l'organisme provient de la nourriture. Il existe ensuite des clés de répartition de l'énergie entre la croissance, la maintenance et la reproduction.

Nous avons ainsi cherché à modéliser la gestion de l'énergie chez le chironome. Le détail de cette modélisation est présenté dans un autre article (Péry *et al.*, 2002). Nous avons pu distinguer deux phases concernant le cycle de vie. Au cours d'une première phase, l'ensemble de l'énergie apportée par la nourriture est utilisé pour la croissance. Cette phase cesse à partir du moment où les individus atteignent une taille bien déterminée. Ensuite, les individus investissent l'énergie disponible dans la capacité reproductive et le passage à l'âge adulte (nymphe).

Cette bonne compréhension a été suivie d'un paramétrage du cycle de vie au laboratoire qui permet de prédire la croissance et la reproduction des chironomes pour n'importe quelles condi-



► Figure 2 – Représentation schématique de la répartition de l'énergie dans un organisme.

Sédiments	Survie 10 jours	Survie 28 jours / survie 10 jours	Retard de croissance à 10 jours	Diminution de la densité en comparaison avec le meilleur des témoins
Silice 1	100 %	100 %	0 %	0 %
Silice 2	90 %	100 %	0 %	6 %
Silice 3	80 %	100 %	0 %	4 %
Silice 4	95 %	100 %	0 %	3 %
Silice 5	90 %	100 %	0 %	6 %
Port-Galland 1	90 %	100 %	5 %	19 %
Aiguebelette	90 %	100 %	5 %	19 %
Beaujeu	90 %	100 %	0 %	6 %
Ardières	100 %	100 %	0 %	0 %
Port-Galland 2	100 %	100 %	5 %	13 %

◀ Tableau 2 – Effets des sédiments témoins aux niveaux des individus et des populations.

tions de densité et de nutrition, même variables au cours du temps (Péry *et al.*, 2002). De ce fait, nous pouvons prévoir le cycle de vie en cas d'effets concomitants sur la survie (qui induisent une variation de densité), la croissance et la reproduction. Un changement d'échelle réaliste devient possible. Les tests classiquement utilisés au laboratoire (survie et croissance à 10 jours, survie et émergence à 28 jours) permettent d'estimer les paramètres d'effets sur les organismes et de déduire la diminution moyenne de densité de population (Péry, 2003).

Nous avons d'abord utilisé les résultats obtenus à partir de sédiments témoins (tableau 2) pour déterminer la variabilité naturelle (bruit de fond). Ces sédiments sont d'une part des sédiments artificiels à base de silice, et d'autre part, des sédiments *a priori* non contaminés prélevés sur le terrain (Péry *et al.*, 2003).

Les variations observées avec les sédiments « naturels » sont en fait liées aux spécificités de granulométrie (matériaux divers associés au limon fin) et de teneur en matières organiques.

Sédiments	Survie 10 jours	Survie 28 jours / survie 10 jours	Retard de croissance à 10 jours	Diminution de la densité en comparaison avec le meilleur des témoins
Échantillon 1	65 %	90 %	0 %	34 %
Échantillon 2	100 %	100 %	0 %	0 %
Échantillon 3	54 %	100 %	0 %	26 %
Échantillon 4	76 %	100 %	0 %	11 %
Échantillon 5	95 %	100 %	8 %	17 %
Échantillon 6	90 %	100 %	29 %	35 %
Échantillon 7	100 %	100 %	5 %	13 %
Échantillon 8	57 %	100 %	8 %	37 %
Échantillon 9	51 %	100 %	0 %	29 %
Échantillon 10	70 %	71 %	0 %	40 %
Échantillon 11	30 %	100 %	0 %	42 %

◀ Tableau 3 – Effets de différents sédiments contaminés *in situ* aux niveaux des individus et des populations. NB : L'information sur les lieux de prélèvement est confidentielle.

Le pourcentage maximum de diminution naturelle de la population est de 19 % ; nous avons proposé en conséquence de retenir 20 % comme seuil d'effet toxique au niveau des populations.

Des résultats de tests sont disponibles pour des sédiments du terrain contaminés à divers degrés (sites naturels rhônalpins). Le tableau 3 présente les résultats des tests au niveau de l'individu et le transfert de effets au niveau de la population. Le changement d'échelle permet de classer entre eux des sédiments donnant lieu à des effets de natures différentes (plutôt effets létaux ou plutôt effets sublétaux). Les effets au niveau population vont de 0 à 42 %.

Pour l'évaluation du risque, nous proposons de retenir le seuil de 30 % pour caractériser une toxicité avérée. Ce seuil provient d'études qui ont mis en relation effets sur la croissance des chironomes et effets écologiques sur le terrain (Giesy *et al.*, 1988). Cinq des sédiments testés donnent des résultats au-delà de ce seuil. Ils sont responsables d'un retard de croissance élevé ou d'une mortalité élevée. Au final, il est possible de définir trois classes : une classe sans effet (moins de 20 % de diminution de densité) ; une classe intermédiaire avec des effets incertains (entre 20 et 30 % de diminution de densité) et une classe avec des perturbations attendues pour les écosystèmes (plus de 30 % de diminution de densité).

Bien menée, la modélisation permet donc de relier l'écotoxicologie de laboratoire et l'étude des perturbations fonctionnelles au sein des écosystèmes. Une partie de nos travaux actuels vise à proposer des démarches similaires sur d'autres espèces clés d'invertébrés au sein des écosystèmes afin d'aider à une appréciation rigoureuse des perturbations attendues.

### Exemple d'outil fonctionnel : perspectives de développement du concept EASY

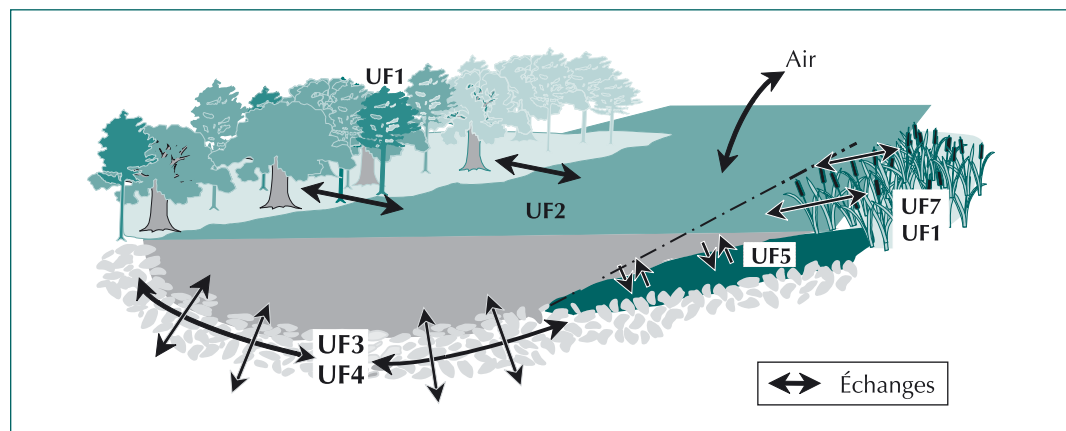
Il existe actuellement tout un domaine à explorer, celui de la « bioindication du fonctionnement » des écosystèmes, qui pourra déboucher sur la mise au point de bioindicateurs fonctionnels et opérationnels. L'étude du fonctionnement des écosystèmes et la proposition des traceurs de l'activité trophique deviennent indispensables pour proposer des règles de gestion pertinentes et durables, notamment dans l'optique de conserver ou de restaurer un « bon état écologique » (DCCE 2000), respectueux de la capacité d'assimilation du milieu.

Les perspectives sont donc de passer d'une bioindication d'état écologique (qualité) à une bioindication d'état fonctionnel des écosystèmes aquatiques (qualité + quantité). C'est l'existence de ce débat théorique et l'urgent besoin de méthodes innovantes qui ont été à l'origine du concept pluridisciplinaire « d'ambiance écologique » (concept EASY, Lafont, 2001 ; Lafont *et al.*, 2001b ; 2003).

Nous ne détaillerons pas ici le concept, décrit dans les travaux précédemment cités. Ce qui nous intéressera sera la métrique proposée pour exprimer le fonctionnement des écosystèmes. Le concept EASY (*Ecological Ambiance System*) est donc basé sur le principe que les biocénoses (BIO) d'un écosystème sont reliées aux apports de substances organiques et minérales (AP) ainsi qu'à tous les processus physicochimiques et biologiques contribuant à leur assimilation et à leur dégradation (DM = « défenses du milieu »<sup>3</sup>).

3. La situation optimale de « défense du milieu » est acquise par une constitution robuste du bassin versant (forêts, zones tampons et réservoirs, mosaïque de biotopes, biotopes à haute connectivité, libre circulation des flux), garante de son métabolisme.

► Figure 3 – Unités fonctionnelles d'une station en rivière : UF 1 : milieu terrestre riverain ; UF 2 : pleine eau ; UF 3 : sédiments grossiers superficiels ; UF 4 : milieu hyporhéique ; UF 5 : sédiments fins ; UF 7 : macrophytes ; l'UF 6 (bancs de sable) et l'UF 8 (surfaces rocheuses) ne sont pas représentées ici.



L'échelle de travail est constituée par l'unité fonctionnelle (UF). Sept UFs génériques ont été reconnues et définies sur la base d'une classification simple des horizons et faciès d'un tronçon de cours d'eau (figure 3). L'étude des peuplements d'invertébrés interstitiels (oligochètes et crustacés) des UFs 3 et 4 (sédiments grossiers superficiels et hyporhéiques) a été d'abord privilégiée. Le choix de ces deux UFs tient au fait qu'elles prédominent dans la plupart des écosystèmes d'eau courante, y compris les fleuves. Elles montrent une plus grande continuité longitudinale que les autres unités qui sont en général fragmentées le long des berges (patches). Les relations hydrologiques entre ces deux UFs superposées sont primordiales en termes de compréhension du fonctionnement (*sensu* Ward, 1989). Enfin nous avons recueilli des indications d'une intense activité d'assimilation de la matière organique dans les parties les plus oxygénées de cet horizon.

Le fonctionnement de ces UFs est décrit par des « traits fonctionnels » (TRFs), informations concordantes qu'apportent certaines espèces d'invertébrés, ce qui permet de cerner un « état écologique fonctionnel » (tableau 4).

Par exemple, les oligochètes *Tubificidae*, organismes électifs des sédiments fins (UF5), caractérisent dans les UFs 3 et 4 un fonctionnement particulier, lié à l'imprégnation des interstices sédimentaires par des boues polluées (TRF4). Les espèces d'oligochètes décrivant des échanges hydriques actifs entre les eaux superficielles et souterraines sont considérées comme associées

à la perméabilité des sédiments (TRF1). Les espèces sensibles ou résistantes à la pollution organique des eaux définissent les TRFs 2 et 3. La constance temporelle (TRF5) des autres TRFs peut se rencontrer, soit dans les écosystèmes de référence, soit dans les cas de pollution sévère par des eaux usées industrielles ou urbaines. En général, il existe une dynamique d'évolution des TRFs, notamment en situation intermédiaire de perturbation<sup>4</sup> par des rejets polluants, avec la prédominance des TRFs 1 et 3 en période de hautes eaux et du TRF4 en période de basses eaux.

Ce sont donc ces quatre traits fonctionnels qui vont représenter la métrique de base initiale des futurs bioindicateurs fonctionnels. Actuellement, nous nous penchons sur la validation de ces traits par rapport aux variables chimiques et physiques. D'ores et déjà, les TRFs 1, 2 et 3 ont bien une réalité physicochimique exprimant des fonctionnalités conformes à celles que ces TRFs suggèrent. Le TRF4 est paradoxalement plus délicat à valider, car il est la résultante de pollutions complexes (organiques, micropollutions organiques et métalliques...).

D'autres TRFs doivent être mis en évidence, avec une transposition pour certaines UFs vicariantes, abritant des espèces « de faciès », notamment dans la gamme très riche qui va des galets aux limons fins (UF5 à *Chironomus*) en milieu fluvial. Quelques espèces « jalons » y manifestent en effet durablement leur préférence d'habitat, et leur dépendance trophique et reproductive. Le cas de la grande mulette (*Margaritifera auricularia*)

4. Conformément à la théorie générale de l'*Intermediate Disturbance hypothesis* développée depuis 1978 et surtout celle des pulsations hydrologiques en rivière (Junk et al., 1989).

Secteurs étudiés	TRFs dans les UF 3 et 4	États écologiques fonctionnels
Référence sites témoins	TRF1 : perméabilité TRF2 : intolérance à la pollution TRF5 : constance des tendances	Ces trois TRFs semblent caractériser de façon fiable tous les systèmes de référence où les sédiments poreux prédominent
Secteurs altérés par pollution organique	TRF1 : perméabilité TRF3 : tolérance à la pollution, eutrophisation	Prédominance d'espèces résistantes à la pollution des eaux ; fortes biodisponibilité et accessibilité
Secteurs très altérés par pollution urbaine et/ou industrielle	TRF4 : boues polluées TRF5 : constance des tendances	TRFs de milieux récepteurs d'effluents « industriels » à effets chroniques et constants ; milieu récepteur en état critique : perturbation de l'accessibilité et de la biodisponibilité

▲ Tableau 4 – Premières propositions pour une caractérisation de l'état écologique d'une rivière par les traits fonctionnels TRFs. UF3 : sédiments grossiers superficiels ; UF4 : milieu hyporhéique.

est exemplaire : les « bancs à bivalves » qu'elle partageait avec les *Unio spp.* et aujourd'hui les *Corbicula spp.* sont des ambiances originales situées sur des beines fluviales stables, peu colmatées et enherbées, où le mollusque passe sa vie entière, soit 5 à 7 ans en UF4 hyporhéïque et 100 à 150 ans dans l'armure épibenthique UF3 (d'après Perrin *et al.*, 2002, rapport non publié).

## Discussion

Notre réflexion sur l'ingénierie écologique considère les chances qu'il y a de mettre en bonne adéquation notre actuelle capacité d'évaluer le bon fonctionnement des hydrosystèmes anthropisés et les moyens d'action relevant de la gestion intégrée du bassin versant. Plus précisément, un diagnostic de santé de la rivière basé essentiellement sur les descripteurs des biocénoses et l'état physique des microhabitats est-il pertinent pour percevoir les problèmes affectant le bassin versant ? Est-il sensible au changement d'état fonctionnel, et peut-il fournir des recommandations opérationnelles aux gestionnaires face à cette menace ?

Le risque environnemental, comme toute notion de risque, présente deux composantes : l'aléa (ou danger) et la vulnérabilité. Cette notion est particulièrement intéressante à développer en écotoxicologie où le risque est bien une fonction du *danger*, norme déterminée par des tests en laboratoire, et de la *probabilité d'exposition*, évaluée par des mesures directes dans l'environnement ou des modèles de flux. Par exemple, le milieu est menacé si le rapport PEC/PNEC, soit concentration prévisible dans le milieu/concentration limite sans effet toxique, est  $> 1$ . À l'échelle d'une rivière, la *vulnérabilité* du système, conçue souvent comme l'inverse de la stabilité, peut s'exprimer selon l'amplitude des besoins minimaux et maximaux compatibles avec son bon fonctionnement. Par exemple, pour une annexe fluviale soumise à l'inondation puis au tarissement, la satisfaction du frai printanier du brochet n'est obtenue qu'à l'intérieur de certaines bornes hydrologiques (concept Inond/habitats, Coudert, 1998). Dans cette même dimension temporelle, l'expression statistique des contraintes physiques qui perturbent le système apparaît plus clairement : cet *aléa* contrôle la stabilité à long terme, en maintenant un stade évolutif « jeune », au moins dans certains biotopes. En nous intéressant aux seuils graveleux UF3-UF4, où se réalisent deux activités vitales

(l'assimilation organique et le frai des salmonidés), nous touchons au cœur fonctionnel de la rivière, et nous en recherchons les évaluateurs pertinents. D'autres compartiments essentiels, comme les plages de dépôts à biofilm ou les herbiers aquatiques, restent à explorer dans ce sens.

Nous visons également à transformer l'outil écotoxicologique prospectif en outil prédictif, dans une démarche intégrée d'évaluation du risque. Il s'agira de disposer d'une palette plus étendue d'organismes tests, parmi ceux liés à des UFs vitales : par exemple, pour ne parler que des larves de chironomidés représentées dans presque tous les biotopes, connaître les sensibilités propres de trois ou quatre espèces clés.

## Synthèse et perspectives

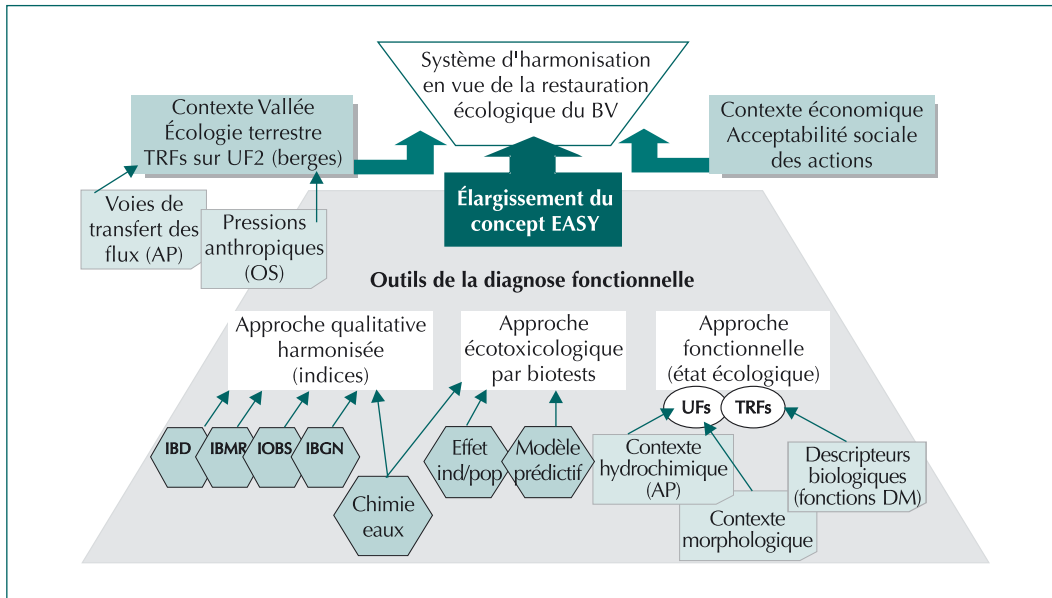
Nous disposons actuellement d'une palette d'outils et d'approches, en réalité complémentaires. Les outils qualitatifs peuvent être prédictifs, notamment en utilisant un système d'auscultation multi-indice.

Le problème majeur est constitué par le *changement d'échelle*, dès que l'on veut passer d'une station donnée à un bassin hydrographique, ce qui est le principal enjeu d'une ingénierie écologique.

L'extrapolation à un réseau de biosurveillance du bassin peut s'opérer en utilisant un nombre suffisant de stations d'étude, à condition de repérer et d'explorer les tronçons les plus représentatifs du domaine considéré. L'approche fonctionnelle globale (sectorisation EASY) doit faire l'objet de comparaisons avec les approches retenues en écologie terrestre, notamment en ce qui concerne les zones de bordure (unité fonctionnelle UF1, Lafont, 2001), dont l'importance pour expliquer le fonctionnement des cours d'eau (Pautou et Décamps, 1985), semble se confirmer, notamment *via* les dynamiques de transferts de nutriments du bassin versant terrestre vers le support aqueux (divers travaux du PNRZH, 2003, en ligne).

Cette approche systémique a été appliquée avec un certain succès sur les petits lacs, avec le développement de nouveaux outils de bioindication d'état harmonisés (Barbe *et al.*, 2003), et un système de compilation d'indices de pression et de descripteurs fonctionnels des compartiments lacustres et riverains (Perrin et Vallod, 2001).





◀ Figure 4 – Outils de diagnose fonctionnelle et perspectives d'harmonisation des indicateurs à l'échelle du bassin versant.

Forts de ces acquis et de ces perspectives, nous pensons être en mesure d'apporter progressivement une aide à la décision, d'abord à l'échelle de la rivière, sous le référentiel EASY, puis dans un avenir proche à l'échelle de la vallée et du bassin versant. La figure 4 remplace les outils de la diagnose fonctionnelle dans ce programme de développement, jusqu'à un système supérieur d'harmonisation des informations, incluant à terme le contexte « fonctionnement des berges et apports » et les indicateurs économiques et sociaux.

## Conclusion

Pour nous, l'ingénierie écologique exige d'abord le perfectionnement d'outils d'auscultation, descripteurs de symptomatologies fonctionnelles, et interprétables à deux étapes de diagnose : la première *généraliste*, comme la procédure médicale, repose sur des bases scientifiques solides et permet de reformuler les problèmes qui suscitent la demande, la deuxième *spécialiste* engendre

une série d'analyses complémentaires et d'essais curatifs en lien avec la recherche.

On voit s'ouvrir un nouveau chantier de recherches, celui du « risque fonctionnel », avec la mesure des dommages prévisibles par suite d'une altération des potentiels de restauration des milieux, notamment quand les organismes *ressource* sont affectés. Plus que la morbidité du système, c'est sa capacité de défense et de récupération qu'il importe d'observer (Blandin et Lamotte, 1985). La restauration du milieu, ou remédiation, doit clairement identifier et exploiter ces potentialités. Notre système doit également, avec des indicateurs et des modèles robustes, surmonter les effets dus aux transformations du milieu.

Cet ensemble justifierait à nos yeux l'enseignement spécifique de « l'hydropathologie », tronc commun essentiel pour former des praticiens de la gestion intégrée des eaux, en suscitant à la fois des vocations de chercheurs et des missions de médiateurs auprès des pouvoirs de décision. □

### Résumé

La restauration des écosystèmes dulçaquicoles exige une meilleure connaissance des fonctionnalités de l'hydrosystème. Le concept EASY postule que la biocénose est contrainte par les apports et la capacité d'assimilation du milieu. Ces processus biologiques siègent dans quelques unités fonctionnelles qui composent la mosaïque fluviale. On examine les traits fonctionnels à l'échelle des communautés d'invertébrés benthiques et hyporhéiques. Avec les *Chironomidae*, organismes « ressource » plus ou moins tolérants à la pollution toxique, on accède à un outil prédictif. Les indices qualitatifs s'avèrent très utiles et même prédictifs du moment qu'ils sont assemblés dans un système d'harmonisation. Notre objectif actuel est de forger des outils de bioindication fonctionnelle à l'échelle du bassin versant aptes à servir les visées réparatrices de la Directive cadre européenne pour l'eau.

### Abstract

Restoration of freshwater ecosystems requires a better understanding of hydrosystem function. The EASY concept assumes that the biocenoses are strongly related to the organic and mineral inputs and to the assimilation ability. These biological processes stay into some Functional Units composing the river mosaic. Functional Traits are examined by means of benthic and hyporheic invertebrate assemblages. A predictive tool is implemented with respect of the tolerance of Chironomidae to toxic pollution. Qualitative indexes appear useful and even better predictive as soon as they are gathered into a harmonisation system. Our present objectives are to make up tools for functional biomonitoring, at the scale of a basin, able to fulfill the WFD challenge of remediation.

### Bibliographie

- BARBE, J. ; LAFONT, M. ; MOUTHON, J. ; PHILIPPE, M., 2003, *Protocole actualisé de la diagnose rapide des plans d'eau*, rapport technique Agence de l'Eau RMC-Cemagref, 24 p.
- BERG, M.-B.; HELLENTHAL, R.-A., 1992, The role of chironomidae in energy flow of a lotic ecosystem, *Netherlands Journal of Aquatic Ecology*, n° 26, p. 471-476.
- BLANDIN, P. ; LAMOTTE, M., 1985, Écologie des systèmes et aménagement : fondements théoriques et principes méthodologiques, in LAMOTTE M., *Fondements rationnels de l'aménagement d'un territoire*, Masson ed., p. 139-162.
- COUDERT, C., 1998, *Inond'habitats : Recherches sur l'applicabilité des concepts d'inondabilité aux besoins des milieux aquatiques*, Cemagref Lyon HHLY, ministère de l'Environnement, 105 p.
- DCCE, 2000, Directive 2000/60/CE du Parlement Européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, adoptée le 22 décembre 2000.
- GIESY, J.-P. ; GRANEY, R.-L. ; NEWSTEAD, J.-L. ; ROSIU, C.-J. ; BENDA, A. ; KREIS, R.-G. JR., HORVATH, F.-J., 1988, Comparison of three sediment bioassays methods using Detroit River sediments, *Environmental Toxicology and Chemistry*, n° 7, p. 483-498.
- INTER-AGENCES DE L'EAU, 1999, Système d'évaluation de la qualité des cours d'eau (SEQ), *Étude Inter-Agences de l'Eau*, n° 72, 12 p.
- JUNK, W.-J. ; BAILEY, P.-B. ; SPARKS, R.-E., 1989, The Flood Pulse Concept in river flood-plain systems, in DODGE D.-P., ed., *Proceedings of the Int. Large river symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquatic. Sci.*, 106, p. 110-127.
- LAFONT, M., 2001, A conceptual approach to the biomonitoring of freshwater: the Ecological Ambience System, *Journal of Limnology*, 60, (suppl. 1), p. 17-24.

LAFONT, M. ; CAMUS, J.-C. ; FOURNIER, A. ; SOURP, E., 2001a, A practical concept for the ecological assessment of aquatic ecosystems: application on the River Dore in France, *Aquatic Ecology*, 35, p. 195-205.

LAFONT, M. ; BREIL, P. ; NAMOUR, P. ; CAMUS, J.-C. ; MALARD, F. ; LE PIMPEC, P., 2001b, Concept d'Ambiance Ecologique dans les Systèmes aquatiques continentaux (AESY), in *Actes du Séminaire « État écologique des milieux aquatiques continentaux » Lyon, France, 20-21 mars 2001*, document Cemagref-GMA, p. 136-153.

LAFONT, M. ; BERNOUD, S. ; ROSSO-DARMET, A., 2003, La biosurveillance des sédiments dans les écosystèmes d'eau courante basée sur la structure des peuplements d'oligochètes, in *Qualité et gestion des sédiments d'eau douce. Éléments physico-chimiques et biologiques*, B. MONTUELLE éd., Cemagref, Collection Études, série Gestion des milieux aquatiques, n° 17, p. 259-290.

PAUTOU, G. ; DÉCAMPS, H., 1985, Ecological interactions between the alluvial forests and hydrology of the Upper Rhône, *Archiv für Hydrobiologie*, n° 104, p. 13-37.

PERRIN, J.-F. ; VALLOD, D., 2001, Diagnose fonctionnelle rapide et pistes de valorisation piscicole. in GERDEAUX D., *Gestion piscicole des grands plans d'eau*, édition INRA, p 87-106.

PÉRY, A.-R.-R. ; MONS, R. ; FLAMMARION, P. ; LAGADIC, L. ; GARRIC, J., 2002, A modelling approach to link food availability, growth, emergence, and reproduction for the midge *Chironomus riparius*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, n° 21, vol. 11, p. 2507-2513.

PÉRY, A.-R.-R. ; SULMON, V. ; MONS, R. ; FLAMMARION, P. ; LAGADIC, L. ; GARRIC, J., 2003, A model to understand the confounding effects of natural sediments to toxicity tests with *Chironomus riparius*, *Environmental Toxicology and Chemistry*, 22, p. 2476-2481.

PÉRY, A.-R.-R., 2003, *Modélisation des effets des toxiques sur le chironome Chironomus riparius de l'individu à la population*, thèse doctorat, spécialité écotoxicologie, Lyon I, 119 p.

RASMUSSEN, J.-B., 1984, The life-history, distribution, and production of *Chironomus riparius* and *Glyptotendipes paripes* in a prairie pond, *Hydrobiologia*, n° 119, p. 65-72.

WARD, J.-V., 1989, The four-dimensional nature of lotic ecosystems, *Journal of the North American Benthological Society*, n° 8, p. 2-8.

WASSON, J.-G., 2001, Les questions de recherche posées par la Directive Cadre européenne sur l'eau : problématique pour les eaux de surface continentales, *Hydroécologie appliquée*, n° 13, vol. 1, p. 1-19.