

## **Pratiques et DCE autour de l'Orge**

### **Les indicateurs : un outil pour la gestion des petites rivières urbaines**

Catherine Carré\*, José-Frédéric Deroubaix<sup>1</sup>, Jean-Claude Deutsch<sup>1</sup>,  
Jean-Paul Haghe<sup>2</sup>, Bernard de Gouvello<sup>3</sup>,  
Nadia Belaïdi<sup>2</sup>, Aude Charrier<sup>1</sup>

\* Université Paris 1 Panthéon-Sorbonne, chercheur au LADYSS,  
associée au LEESU- Université Paris Est, carre@univ-paris1.fr

<sup>1</sup> LEESU - Université Paris Est

<sup>2</sup> PRODIG

<sup>3</sup> CSTB, chercheur détaché au LEESU - Université Paris Est

## **Introduction**

Un état des lieux des différentes mesures que les syndicats de rivière, SIAVB, SIVOA, SIARCE, effectuent pour suivre la qualité des milieux aquatiques dont ils ont la charge, montre que les paramètres essentiels utilisés aujourd'hui pour caractériser la qualité physico-chimique, biologique, bactériologique, micropolluants, étaient présents. Par ailleurs, l'ensemble des compartiments pouvant influencer sur cette qualité sont investigués : non seulement l'eau, mais aussi les sédiments, les plantes, et dans le cas de l'Essonne, les eaux souterraines. Un certain nombre de ces mesures commencent à être relativement anciennes, et pourraient offrir des possibilités de suivi temporel intéressantes puisqu'elles datent des années 1990.

Ces mesures, confondues pour certaines avec des indicateurs, n'ont certainement pas la capacité d'épuiser complètement la notion de qualité des milieux aquatiques, que ce soit par rapport aux objectifs de description de la qualité des petites rivières urbaines de l'équipe PRUNE pour en tirer une typologie, ou par rapport aux objectifs que peut se fixer un gestionnaire de cours d'eau : diminution de la pollution rejetée, renaturation de la rivière, intégration dans l'aménagement urbain ou élément d'animation urbaine. En ce qui concerne les gestionnaires, il est clair que le respect de la réglementation apparaît comme un souci important, sinon principal.

En revenant sur la notion d'indicateur dans le domaine de l'environnement, nous allons essayer de préciser les lacunes en termes de connaissance qui ne permettent pas d'avoir une vue globale sur la qualité des petites rivières urbaines et faire un certain nombre de propositions qui devraient pouvoir servir de base à un débat avec les autres scientifiques du Piren-seine et les gestionnaires de rivière. Ce débat aurait comme objectif de mettre en place une grille d'indicateurs, accompagnés de leur mode d'emploi pour définir et suivre les politiques de qualité de l'eau sur les petites rivières urbaines.

## **1 Etat des lieux : Bièvre, Orge, Essonne**

Un état des lieux est dressé à partir des éléments fournis par les documents réalisés par les différents syndicats de gestion de rivière existants : le Syndicat Intercommunal pour l'Assainissement de la Vallée de la Bièvre (SIAVB), le Syndicat mixte de la Vallée de l'Orge Aval (SIVOA) et le Syndicat Intercommunal d'Assainissement et de Restauration des Cours d'Eau (SIARCE).

### **1.1 L'état des mesures de la Bièvre**

Sur la Bièvre, il existe depuis 1998 quatorze points d'échantillonnage régulier. Les paramètres étudiés sont les paramètres classiques physico-chimiques indicateurs de la qualité globale : la température, l'oxygène dissous, le pH, la conductivité les Matières en Suspension (MES), la Demande Chimique en oxygène (DCO), la Demande Biologique en Oxygène (DBO5), l'azote Kjeldahl (N<sub>T</sub>K), l'azote ammoniacal (NH<sub>4</sub><sup>+</sup>), les Nitrites (NO<sub>2</sub><sup>-</sup>). On trouve aussi les indicateurs d'eutrophisation : les Nitrates (NO<sub>3</sub><sup>-</sup>), les Orthophosphates (PO<sub>4</sub><sup>3-</sup>), le Phosphore total (Pt).

Les paramètres biologiques sont aussi utilisés. L'IBGN est systématiquement employé. D'autres indices biologiques comme l'Indice de Polluosensibilité spécifique (IPS) sur la détermination de diatomées (algues microscopiques) et la mesure "chlorophylle a" sont également utilisés sur la Bièvre pour évaluer l'état écologique du milieu.

Signalons aussi que des mesures de qualité sont effectuées régulièrement sur les bassins de retenue qui émaillent le cours de la rivière en amont.

L'objectif de ces mesures est principalement de classer la qualité de la rivière par rapport aux définitions du SEQ eau, et d'essayer d'atteindre la classe 1B pour l'ensemble du cours de la Bièvre.

Par ailleurs des mesures plus spécifiques sont réalisées pour aider à régler le problème des rejets polluants dans la rivière. Il en est ainsi pour la mise en œuvre d'analyses bactériologiques sur les rejets directs pour essayer de détecter les mauvais branchements. C'est le cas aussi pour les rejets d'eau pluviale. La qualité des sédiments en ce qui concerne la teneur en métaux lourds est analysée annuellement sur vingt stations. La qualité de dix rejets d'eau pluviale est aussi regardée.

L'ensemble de ces actions est référé à la DCE et à l'atteinte du bon état écologique en 2015.

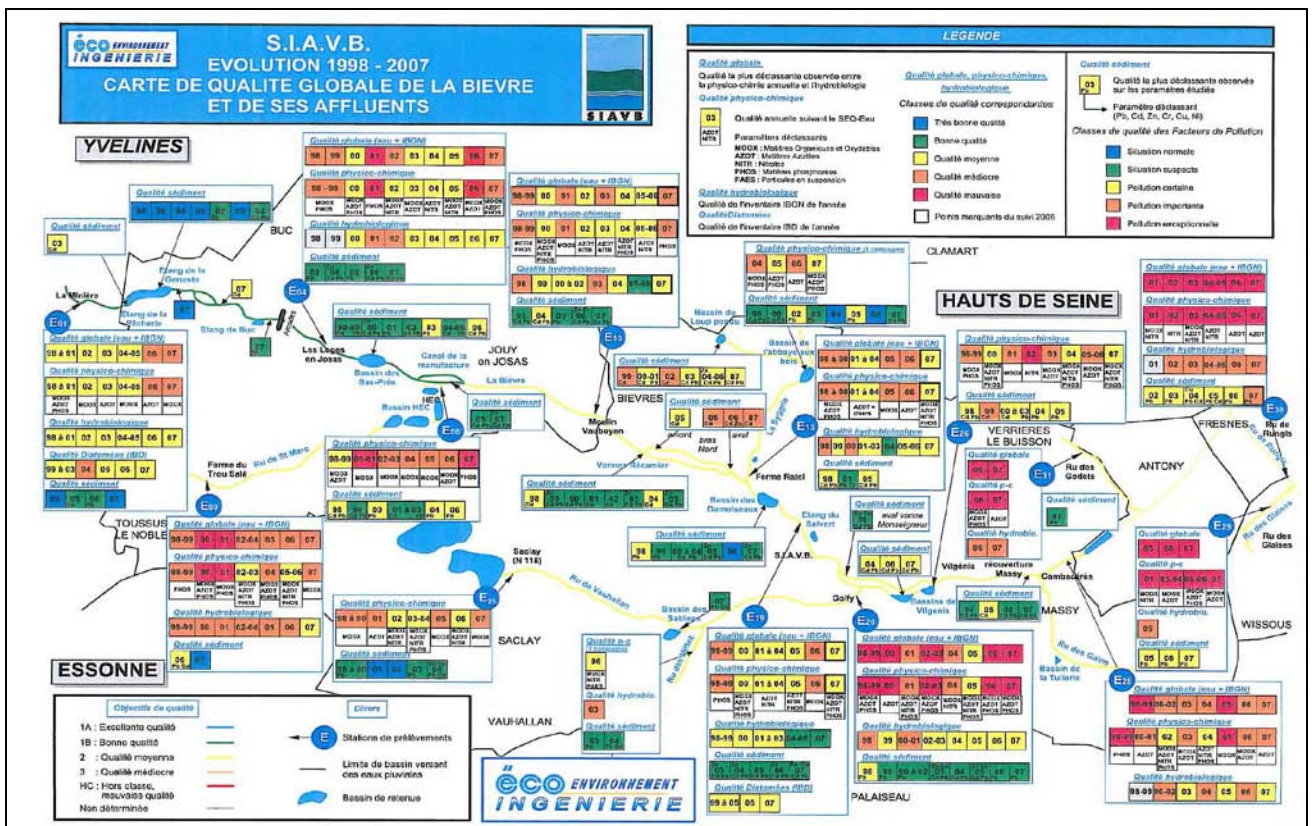


Figure 1 : Carte des mesures de qualité sur la Bièvre (source SIAVB)

## 1.2 L'état des mesures de l'Orge

Sur l'Orge, douze stations de mesures sur l'Orge et douze stations de mesure sur les affluents sont suivies en ce qui concerne les paramètres physico-chimiques globaux : la température, l'oxygène dissous et le pourcentage de saturation en oxygène, le pH, la conductivité, les matières en suspension (MES) et le carbone organique total (COT). Des polluants spécifiques sont aussi recherchés : l'ion ammonium, les nitrates et les phosphates. Ces mesures sont effectuées depuis une quinzaine d'années. Des paramètres supplémentaires sont recherchés lors de certaines campagnes : l'azote kjeldahl, la Demande Biochimique en Oxygène sur 5 jours (DBO5), la Demande Chimique en Oxygène (DCO) et les nitrites.

Les paramètres bactériologiques et biologiques ne sont pas oubliés. L'IBGN depuis 1991 et l'IPS depuis 1996 sont suivis sur neuf stations sur l'Orge et sur ses affluents.

Par ailleurs, la qualité des neuf bassins de retenue est aussi mesurée. Entre 1991 et 2006, les mesures ont été acquises lors de six campagnes annuelles.

D'autres paramètres comme les pesticides, les HAP ou les métaux lourds font l'objet de campagnes annuelles. Pour les pesticides, deux campagnes ont eu lieu en 2006 avec 20-25 échantillonnages. En plus de l'analyse de la qualité des eaux, des campagnes d'analyse de sédiments sont effectuées, avec la recherche en particulier de métaux lourds et de radioéléments.

La pollution due aux mauvais branchements est aussi recherchée à travers des campagnes spécifiques sur l'analyse des eaux de temps sec dans les réseaux d'eaux pluviales.

L'objectif des mesures est d'atteindre la classe 1B sur l'ensemble du cours de l'Orge et de satisfaire à la DCE en ce qui concerne le bon état écologique pour 2015.

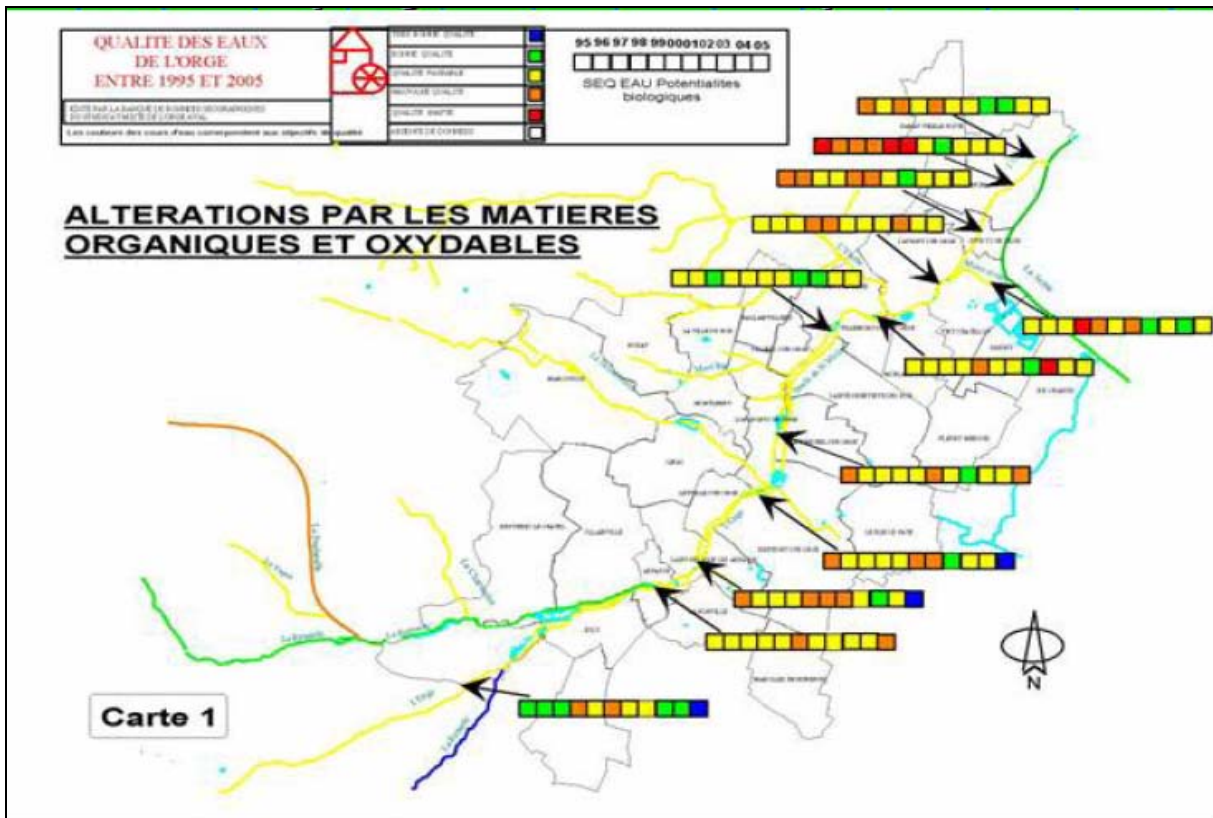


Figure 2 : Carte de mesures de qualité pour l'Orge (source SIVOA)

### 1.3 L'état des mesures de l'Essonne

Sur l'Essonne, une vingtaine de stations de mesure sont utilisées sur lesquels plus d'une soixantaine de paramètres sont mesurés.

Trois stations de mesures en continu ont été mises en place qui évalue tous les cinq à dix minutes les valeurs des paramètres suivants : température, conductivité, O<sub>2</sub> dissous, pH, ion ammonium, nitrates.

Une station mobile est opérationnelle depuis 2004. Elle permet de mesurer les paramètres suivants : hauteur, débit, température, pH, conductivité, potentiel RedOx, turbidité, ion ammonium, matières oxydables, nitrates, chlorophylle (par fluorescence).

Tous les deux mois, à la même période, une trentaine de paramètres physico-chimiques sont mesurés et analysés sur dix-sept stations. Par ailleurs, chaque année depuis 1994, une campagne d'analyse des métaux lourds et d'autres éléments toxiques dans les sédiments de la rivière est effectuée au niveau de six stations.

En ce qui concerne les phytosanitaires, un suivi complémentaire est assuré par le SIARCE. Depuis 2002, deux campagnes annuelles sont réalisées sur quatorze stations. Les paramètres mesurés changent en fonction des besoins. Alors qu'en 2002-2003, les paramètres étudiés étaient : l'Atrazine, la

Simazine et le Diuron, en 2004, la Simazine a été remplacé par le Glyphosate et son métabolite : l'Acide AminoMéthylPhosphonique.

Les paramètres biologiques sont largement évalués à partir d'un certain nombre d'indicateurs. L'IBGN est examiné à travers deux campagnes de mesure annuelles, en Avril et en Juillet. Les indications obtenues sont complétées par des études spécifiques sur les chironomes et les mollusques bivalves.

L'Indice Biologique Diatomées (IBD) est utilisé depuis 1999 sur cinq stations, et depuis 2006 a été mis en place la mesure de l'Indice Biologique Macrophytique de Rivière (IBMR). Enfin, l'Essonne étant classée en deuxième catégorie piscicole, le SIARCE assure un suivi complémentaire de l'Indice Poisson en Rivière (IPR) depuis 2005.

Deux campagnes d'analyses bactériologiques sont effectuées tous les ans sur dix-sept stations. Elles portent sur la détermination des coliformes thermo-tolérants et des streptocoques, avec pour objectif de détecter les dysfonctionnements des systèmes d'assainissement.

D'après l'état des lieux ci-dessus, on peut constater que les programmes de mesure de qualité des eaux des petites rivières sont conséquents. Les paramètres essentiels utilisés aujourd'hui pour caractériser la qualité, physico-chimiques, biologiques, bactériologiques, micropolluants, sont présents. L'ensemble des compartiments pouvant influencer sur cette qualité sont investigués : non seulement l'eau, mais aussi les sédiments, les plantes, et dans le cas de l'Essonne, les eaux souterraines. Ces mesures commencent à être relativement anciennes, c'est-à-dire qu'elles offrent des possibilités de suivi temporel intéressantes puisqu'elles datent des années 1990.

Cependant il ne semble pas que les difficultés inhérentes à la liaison entre la mesure des rejets polluants ponctuels ou diffus, et l'état de qualité de la rivière aient été résolues. La multiplication des indicateurs n'est probablement la meilleure solution, car elle risque de se heurter rapidement à une limite financière. Le « toujours plus », justifié par la nécessité de prendre en compte de nouvelles problématiques issues du local ou de démarches de normalisation au niveau national ou européen ne sera pas, a priori, toujours accepté par les citoyens et leurs représentants, surtout en période de crise.

Ce n'est pas seulement le nombre d'indicateurs qui pourrait être mis en cause, mais aussi la maîtrise de l'interprétation de la signification des mesures. La fréquence et la sensibilité des mesures sont rarement discutées, ce qui n'est pas étonnant pour un service opérationnel mais conduit parfois à des conclusions un peu rapides. La contradiction, qui existe parfois entre mesures physico-chimiques et indicateurs biologiques, est évacuée sans autre forme de procès en préférant l'indicateur biologique pour sa vertu supposée d'intégration de la qualité au cours du temps. Lors de la discussion avec d'autres acteurs préoccupés aussi de la qualité de la rivière, ces lacunes risquent de devenir des handicaps.

Pour contourner ces écueils, dont les techniciens doivent être conscients, on s'appuie sur la réglementation et en particulier sur la Directive Cadre Européenne qui a été largement répercutée, peut-être sous sa forme la plus rigide par l'administration française. La référence est constante tant en ce qui concerne les paramètres mesurés que la valeur à atteindre pour ces paramètres. En soi, cette approche n'est évidemment pas gênante. En revanche, si elle est seule, elle peut devenir rapidement suspecte.

## **2 Les indicateurs dans le domaine de l'eau**

### **2.1 Définition**

En considérant le terme dans sa plus grande généralité, on peut définir un indicateur comme étant une valeur, numérique ou non, permettant de qualifier l'état d'un système ou son évolution. Pour un système environnemental, il doit donc être en mesure d'indiquer l'état de dégradation du système par rapport à un état de référence défini par ailleurs, et/ou de donner l'évolution de la qualité de ce système. Par exemple, un indicateur de la pureté de l'air peut être la concentration présente en ozone, ou le nombre de jours pendant lesquels un seuil de concentration en ozone a été dépassé (Johnson and Chess, 2006). Ceci montre aussi qu'un état d'un système donné peut être décrit par plusieurs

indicateurs. On parlera alors de systèmes d'indicateurs, ce qui est une manière de contourner le problème sans le résoudre. En effet, il faut que les valeurs des indicateurs soient non contradictoires dans tous les états possibles du système, ce qu'il n'est pas toujours facile de démontrer.

D'autres définitions plus compliquées, sinon plus riches de sens, ont été proposées. Dans (Jackson & al., 2000), l'indicateur est considéré comme un signe ou un signal qui transmet un message complexe, provenant potentiellement de plusieurs sources, en le simplifiant et en le rendant utile. Plus précisément, l'indicateur écologique est défini comme une mesure, un index de mesures ou un modèle qui caractérise un écosystème ou de ses composantes principales. Du point de vue de la recherche, il peut servir à caractériser les stress importants d'un écosystème.

On voit apparaître dans cette définition une caractéristique nouvelle de l'indicateur qui réside dans sa capacité de faire passer de la connaissance à un acteur pour l'aider dans son action. C'est une dimension supplémentaire qui, si elle enrichit la définition, là encore peut conduire à des contradictions dans l'utilisation de l'indicateur. Un autre élément est présent ci-dessus qui pourrait pallier cette difficulté, c'est le fait que l'indicateur peut avoir des emplois différents selon le domaine dans lequel il est employé.

Etudiant l'utilisation des indicateurs dans le cadre des agences de l'eau, Gabrielle Bouleau (2007) évoque la manière dont la sociologie des sciences permet d'envisager les indicateurs de qualité. Ceux-ci sont considérés comme des modes de représentation des rivières lointaines qui permettent de parler de ces milieux depuis un centre grâce à une circulation d'information formalisée au sein d'un réseau. Le centre est le lieu d'où s'effectue la prise de parole au nom d'objets situés en périphérie.

On trouve ici une autre manière de parler des indicateurs, outre le fait qu'on est encore dans un domaine particulier qui est celui de la gestion de l'eau par les Agences de l'eau : ils sont des outils conceptuels de structuration du système d'acteurs dans le domaine de la politique de l'eau.

En poursuivant sa réflexion, G. Bouleau définit l'indicateur comme un descriptif stabilisé dans un référentiel. Pour les agences de l'eau, elle considère trois référentiels : équipement, concertation, écologique. Ces référentiels, qui sont construits à travers des épreuves surmontées à l'intérieur des agences, indiquent que la notion d'indicateur dans le domaine de la qualité de l'eau peut concerner aussi bien les aspects écologiques, c'est-à-dire le fonctionnement des écosystèmes, que les aspects d'ouvrages hydrauliques pouvant modifier l'hydro morphologie du milieu aquatique ou les aspects sociétaux : information du public et mode de construction de la notion de qualité. On voit aussi que la définition des indicateurs peut difficilement être séparée des objectifs que l'on désire atteindre.

## **2.2 Objectifs**

Parmi, ces objectifs, les plus classiques concernent la qualité du milieu naturel, selon que l'on veuille gérer le patrimoine écologique aquatique ou que le but soit d'évaluer la perturbation écologique de la masse d'eau, c'est-à-dire évaluer l'écart par rapport à un équilibre représenté par un état de référence (Bouleau, 2007). Dans le premier cas, il est nécessaire de préciser le gestionnaire du milieu, qui peut être très divers : la police de l'eau, ou un autre service de l'Etat, les riverains, les financeurs, les collectivités territoriales, avec des périmètres de responsabilité qui peuvent être flous et variables. Dans le second cas, la définition de l'état de référence pose des difficultés car elle peut être normative, et les normes dépendent du contexte socio-économiques dans lequel elles sont édictées, ou bien elle peut être issue d'un processus de construction sociale, lui-même pouvant être divers.

La discussion qui a eu lieu sur l'application de la Directive Cadre sur l'Eau est une illustration de ce dernier point (Steyaert et Ollivier, 2007). La restauration écologique d'un milieu aquatique, à travers un type d'indicateur qui pourrait être une espèce biologique donnée, ne tient pas compte de l'existence de multiples trajectoires pouvant conduire à des états stables, eux-mêmes multiples. Pour répondre à cette remarque, certains ont proposé une définition nouvelle de l'état de référence : une situation dont les caractéristiques hydro morphologique et physico-chimique sont capables d'être le support d'un écosystème non dégradé avec une biodiversité naturelle. Celle-ci devait permettre de prendre en compte les variations naturelles, spatiales et temporelles du phénomène. La notion d'écosystème non dégradé offre des possibilités d'implication des acteurs. En effet, il est nécessaire alors de demander aux personnes concernées ce qu'elles entendent par un fonctionnement non dégradé d'un écosystème.



Si le regroupement de différentes variables, au sein d'un système d'indicateurs permettant l'évaluation de la qualité d'un milieu aquatique, répond à un certain nombre d'enjeux de gestion du milieu en termes de qualité ou de comparaison de l'état des milieux au niveau régional, national voire européen, il doit aussi être au service de la communication d'information sur l'environnement à destination des citoyens. La loi dite Barnier du 2 février 1995 a renforcé le caractère obligatoire de la communication des données environnementales et en a fait un principe général du droit de l'environnement (article L110-1 du Code de l'Environnement). Aux USA, la communication est l'objectif principal des indicateurs (Smeets et Weterings, 1999). Ils doivent permettre ou promouvoir l'échange d'informations à propos des enjeux environnementaux pour lesquels ils ont été bâtis.

Plus la communication doit être large, plus les indicateurs doivent être simples, étant bien entendus qu'ils représentent toujours une simplification de la réalité. Mais plus ils sont simples, plus leur pertinence par rapport à leur signification ou par rapport aux besoins de tel ou tel type d'acteurs est discutable. En même temps, nier la nécessité de simplifier, sous prétexte qu'une approche réductionniste par le biais d'indicateurs serait non pertinente, ne semble pas non plus une position tenable (Chow-Toun, 2009).

Troisième objectif pour des indicateurs de qualité, servir de support à des recherches sur le fonctionnement du milieu, et en particulier à la mise au point de modèles mathématiques décrivant le fonctionnement des écosystèmes soumis à des pressions anthropiques.

Qui ne voit qu'entre un usage strictement expert des indicateurs tels que celui indiqué ci-dessus et des enjeux de production réelle d'information pour les besoins de gestion et de communication dans le domaine de l'eau, les différences puissent être importantes. Il ne semble pas possible d'attendre de chacun des acteurs une compréhension approfondie des indicateurs les plus compliqués. Attendre, comme le disait JG. Wasson (Entretien du 12 juin 2008) que les décideurs et les élus comprennent le fonctionnement écologique de la rivière en pensant que les techniciens gestionnaires l'ont compris, pourrait s'apparenter à l'attente de l'arlésienne. En fait, il semblerait plus raisonnable de considérer que plus on veut s'approcher de la réalité des phénomènes en tant qu'expert, plus on s'éloigne d'outils pouvant être opérationnels pour le gestionnaire. Dès lors, la question de savoir quels sont les indicateurs pertinents pour quels types d'objectifs devient primordial.

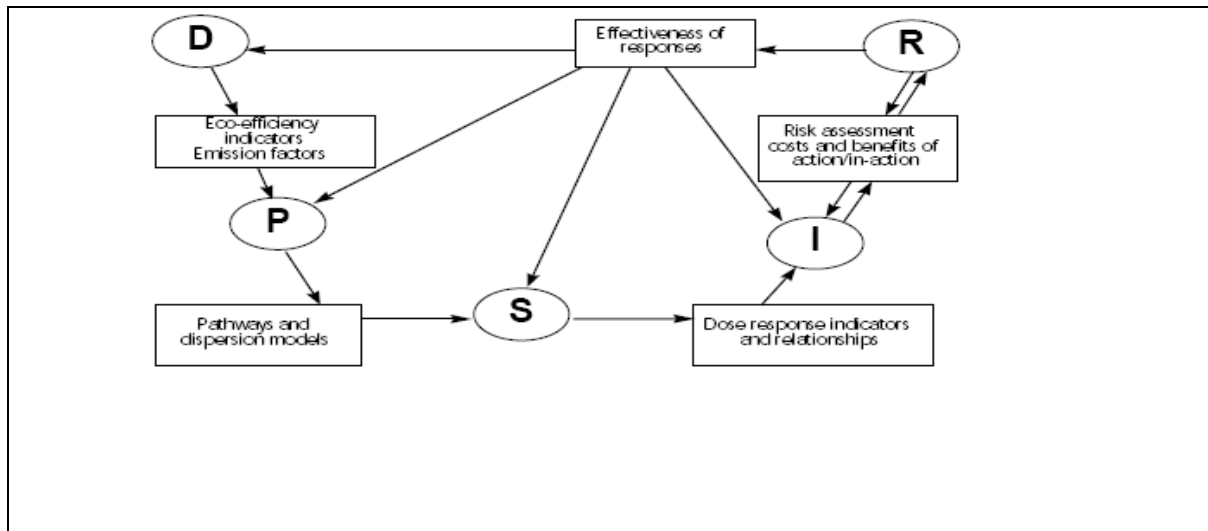
### **2.3 Catégories d'indicateurs**

Les indicateurs peuvent être de nature très diverse : économique, sociométrique, quantitative (prélèvements, rejets), qualitative (émissions et résultats en termes de qualité)... Ils doivent également pouvoir permettre d'anticiper les tendances à venir et éclairer les politiques environnementales. Etant donnée la complexité des objectifs qu'on leur assigne, il est clair que la mise en catégorie des indicateurs ne peut pas être considérée comme une action univoque. Elle doit servir à une meilleure compréhension de l'utilisation des indicateurs et donc peut varier en fonction des utilisateurs potentiels. En outre, elle ne peut pas faire l'économie d'explicitier les représentations des interactions environnement/activités humaines auxquelles elles se réfèrent.

L'OCDE a proposé une analyse systémique de ces interactions en trois points : l'état de l'environnement et de son évolution, la pression exercée par les agents socio-économiques, les réponses institutionnelles apportées par les acteurs de l'environnement pour réduire leurs pressions et améliorer son état. Pour mieux décrire les politiques environnementales, l'Agence Européenne de l'Environnement a ajouté à ces trois points, ce qu'elle a intitulé les forces de changement (driving forces), qui sont composées en fait de tout ce qui dans la société peut entraîner des changements environnementaux. Le système est complété par les relations existantes entre les différents points, ce qui aboutit au schéma de la figure 4.3 (Smeets et Weterings, 1999).

Dans ce document, les indicateurs sont ensuite classés en quatre groupes. Le premier groupe est celui des indicateurs descriptifs qui sont censés répondre à la question : qu'est ce qui se passe aujourd'hui en terme d'environnement et de comportement des sociétés humaines. Le deuxième groupe, constitué des indicateurs de performance, mesure l'écart entre la situation actuelle et une situation idéale représenté par un état de référence. Le troisième groupe est appelé indicateurs d'efficience. Ce sont des indicateurs généraux qui mesurent l'amélioration de la production de la Société en termes de

ressources, d'émissions et de déchets par unité de production. Enfin, le dernier groupe, qui rassemble aussi des indicateurs généraux, est le groupe des indicateurs de bien-être.



**Figure 3 : Les initiales D,P, S, I, R correspondent au quatre points évoqués ci-dessus : Driving forces, Pression, State, Impacts et Responses (Smeets et Weterings, 1999).**

Dans ce document, les indicateurs sont ensuite classés en quatre groupes. Le premier groupe est celui des indicateurs descriptifs qui sont censés répondre à la question : « Qu'est ce qui se passe aujourd'hui en termes d'environnement et de comportement des sociétés humaines ? ». Le deuxième groupe, constitué des indicateurs de performance, mesure l'écart entre la situation actuelle et une situation idéale représentée par un état de référence. Le troisième groupe est appelé indicateurs d'efficacité. Ce sont des indicateurs généraux qui mesurent l'amélioration de la production de la société en termes de ressources, d'émissions et de déchets par unité de production. Enfin, le dernier groupe, qui rassemble aussi des indicateurs généraux, est le groupe des indicateurs de bien-être.

Dans la suite, nous allons nous intéresser plus particulièrement aux groupes des indicateurs descriptifs et à celui des indicateurs de performance qui sont les plus utilisés dans le domaine de la qualité de l'eau à travers les problèmes posés par la gestion du milieu aquatique et l'application de la DCE. Nous allons donc examiner successivement les indicateurs qui reposent sur les variables quantifiables de l'état du milieu et sur ceux qui peuvent représenter les composantes culturelles et sociales des écosystèmes.

On distingue généralement trois types de variables quantifiables permettant l'évaluation de la qualité du milieu aquatique. Les variables physico-chimiques sont apparues relativement tôt et ont constitué pendant longtemps l'essentiel de l'évaluation de la qualité de l'eau. Les années 80 ont vu le développement des méthodes permettant de "chiffrer" la valeur d'un écosystème aquatique : l'utilisation du caractère intégrateur des êtres vivants permet de mesurer les impacts des pollutions sur le milieu plutôt que les pollutions elles-mêmes. Cependant, jusque là, seuls les renseignements donnés par le contenu du milieu aquatique étaient utilisés. Plus récemment, le contenant est devenu également objet de mesures, donnant naissance à des variables d'état hydro morphologique du cours d'eau.

### Les indicateurs physico-chimiques

Les mesures de la qualité physico-chimique ont débuté par une focalisation sur l'oxygénation des milieux. Les concentrations en nutriments, vecteurs de diminution de l'oxygénation des milieux, étaient particulièrement mesurées. Au fur et à mesure de l'amélioration des techniques de détection chimique et de l'évolution des directives européennes concernant les normes sur les eaux destinées à des usages anthropiques, d'autres variables ont été prises en compte. On peut citer les pollutions métalliques, ou les concentrations en pesticides et autres polluants organiques par exemple.

Si, en ce qui concerne les premières variables citées, on maîtrise bien les méthodes de mesure et leur représentativité, il n'en est pas de même pour les dernières. Certaines interrogations basées sur des aspects théoriques, sont évoquées par la littérature sur la qualité des résultats obtenus suite à l'analyse des polluants prioritaires hydrophobes par les méthodes standards de routine, conduites sur la fraction totale. Il reste, par exemple, un grand nombre d'interrogations sur la détermination des produits pharmaceutiques et cosmétiques (Zghreib, 2009).

Il faut noter que les analyses chimiques restent le seul moyen d'identifier la nature exacte des polluants et les teneurs qu'ils peuvent atteindre, notamment les teneurs maximales importantes pour leur effet direct sur la faune. Cependant, ces analyses sont par nature ponctuelles, contrairement aux méthodes récentes utilisant le caractère intégrateur des êtres vivants : il serait aujourd'hui impossible d'effectuer une surveillance de la qualité des eaux sur la seule base de ces analyses physico-chimiques.

### Les indicateurs biologiques

Les indicateurs biologiques se sont développés en France à partir des années 1970, comme des outils permettant d'évaluer la qualification biologique de la rivière. En effet, le vivant conservant la trace des pollutions accidentelles passées, ces méthodes d'investigation constituent un bon complément aux analyses chimiques, de par leur caractère intégrateur dans l'espace et le temps.

#### **1. L'IBGN (Indice Biologique Global Normalisé)**

L'évaluation de la qualité du milieu aquatique à partir de l'étude des populations de macro invertébrés benthiques est la méthode d'investigation biologique moderne la plus ancienne. Les invertébrés benthiques sont des organismes dont la taille en fin de développement larvaire est rarement inférieure au millimètre tels que les vers, mollusques, crustacés et insectes, particulièrement abondants sur des substrats caillouteux et sous de faibles hauteurs d'eau. En France, le premier indice utilisé de façon opérationnelle est l'indice biotique élaboré par Tuffery et Verneaux en 1967. Plusieurs étapes ont mené à l'élaboration de l'IBGN normalisé depuis 1992 et utilisé en routine aujourd'hui en France. Les peuplements de macro invertébrés prélevés dans le milieu fournissent des indications sur la qualité du milieu selon la présence/absence de groupes faunistiques indicateurs, qui ont été déterminés en fonction de leur sensibilité aux pollutions, organiques et physico-chimiques et à toute perturbation naturelle ou artificielle du milieu et selon la variété taxonomique de l'échantillon.

L'IBGN est particulièrement sensible à une modification de la qualité organique de l'eau et de la nature du substrat. Il permet donc de détecter des perturbations de type rejets urbains (à dominante organique), pollution par les MES (extraction de granulats, vidanges...), effets secondaires de certains types de rejets (organiques, métalliques...), eutrophisation par dénaturation des fonds, aménagements des cours d'eau (curage, recalibrage, dragage...). Le calcul de cet indice permet d'intégrer les données de qualité de l'eau et des habitats sur quelques mois, au vu de la longévité des espèces.

#### **2. L'IBD (Indice Biologique Diatomique) et l'IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique)**

Ces indicateurs, développés plus tardivement sont basés sur l'étude du peuplement de diatomées. Ce sont des algues microscopiques de couleur brun-jaune, pourvues d'un squelette siliceux sur lequel est basée toute la systématique. On les trouve dans tous les types de milieux aquatiques, propres ou très pollués, sombres ou bien éclairés et quelques espèces peuvent vivre en milieu terrestre humide.

Il est possible de déterminer pour chaque espèce de diatomées sa polluo-sensibilité, c'est à dire son degré de sensibilité à des expositions aiguës ou permanentes à un certain nombre de perturbations (diminution de la quantité d'oxygène dissous, augmentation de l'acidité, augmentation de la salinité...). L'IPS a été développé par Michel Coste en 1982. Il est empirique et basé sur une liste très importante de taxons. L'identification se fait au niveau de l'espèce ce qui exige un niveau de qualification et une formation de niveau élevé.

Le CEMAGREF a ensuite réfléchi à une méthode simplifiée permettant l'utilisation de ce type d'indicateur en routine et créé l'IBD qui est construit sur une probabilité de présence des espèces. Il est limité à un catalogue de 209 taxons appariés pour être calculable par les DIREN. L'IPS est a priori plus discriminant, de par la prise en compte d'un plus grand nombre de taxons impliquant une plus



grande précision. Malgré la volonté de simplification, l'IBD reste un indicateur requérant une solide formation pour la mesure comme pour l'interprétation. Il a été normalisé en 2000.

Les principaux avantages de ces méthodes d'indication sont les suivants : elles permettent l'évaluation de la qualité de tout type de cours d'eau, avec une focalisation sur la qualité de l'eau et non pas des habitats, pour un temps d'intégration de quelques semaines.

### **3. L'indice Poisson**

L'idée d'évaluer la qualité de l'eau en observant le peuplement de poissons dans le cours d'eau est ancienne, mais la mise au point d'un indicateur de qualité est assez récente, avec la normalisation en 2004 de l'Indice Poisson Rivière (IPR), élaboré par T. Oberdorff. Il est actuellement utilisé en routine sur un grand nombre de cours d'eau français. L'indice poisson rivière se distingue des autres indices couramment utilisés par le fait qu'il a été développé directement selon les principes édictés par la DCE: un tel indice doit permettre une comparaison à des sites de références représentatifs de l'ensemble du réseau hydrographique, et permettre de définir des classes de qualité en fonction d'un écart à la référence

Grâce à un découpage en métriques, un peuplement de référence peut être déterminé de façon probabiliste. L'indice mesure l'écart entre ce peuplement de référence et le peuplement observé. Sept métriques sont prises en compte dans le calcul de l'Indice Poisson Rivière. Elles tiennent compte des densités de divers groupement d'espèces, selon leur alimentation (omnivores, insectivores...) ou leur habitat (zone de courants, substrats lithiques...).

L'indice obtenu répond efficacement à un large spectre de perturbations (i.e. perturbations de la qualité de l'eau et de la qualité de l'habitat). De par la nature du compartiment biologique investigué, cet indice peut également fournir des informations sur la qualité du milieu intégrées sur une longue période (quelques années) ainsi que sur une longue distance (plusieurs dizaines de kilomètres).

### **4. Les autres indices normalisés**

D'autres indicateurs, utilisant d'autres compartiments biologiques ont été mis en place et normalisés dans les années 2000. L'IBMR ou Indice Biologique Macrophytique en Rivière a été normalisé en 2003, à partir d'un indice préliminaire construit par Hauray à partir de 1996. Il est fondé sur l'examen des macrophytes, c'est-à-dire des plantes aquatiques de grande taille, pour déterminer le statut trophique des rivières, lié aux teneurs en ammonium et orthophosphates, et permettant ainsi de repérer les pollutions organiques les plus flagrantes. Les macrophytes ont la particularité d'intégrer les conditions du milieu sur une durée de plusieurs semaines à plusieurs mois. On remarque que l'information apportée par cet indicateur n'est pas de même nature que celle apportée par les indices diatomées bien qu'ils soient tous deux basés sur l'observation de la flore aquatique. En effet, la durée d'intégration comme les caractéristiques du milieu auxquelles l'indice réagit sont différentes.

L'IOBS, pour indice Oligochètes de Bioindication des Sediments, a été normalisé en 2002. Les oligochètes sont des vers annélides. L'indice permet d'évaluer la qualité des sédiments permanents et stables des cours d'eau naturels ou artificialisés. Peu de bureaux d'études sont en mesure de proposer le calcul de cet indice actuellement. Il est par conséquent aujourd'hui encore assez coûteux. Comme l'IBGN, il intègre les données de qualité du milieu sur plusieurs mois puisqu'il considère les « sédiments du cours eau » à la place de l'eau. Ainsi, il permet l'obtention d'informations spécifiques sur les échanges entre le compartiment rivière et le compartiment nappe ainsi que sur la qualité des sédiments (vis-à-vis des micropolluants, organiques et métalliques et en particulier des métaux lourds).

Il existe d'autres méthodes utilisant le compartiment biologique comme indicateur de la qualité d'un cours d'eau mais nous nous sommes concentrés ici sur les méthodes normalisées. Celles-ci sont les plus utilisées en pratique et se retrouvent dans l'adaptation aux préconisations de la DCE.

Les points communs aux différents indicateurs biologiques que l'on peut tirer de cette analyse est que la note indiciaire obtenue n'est jamais exploitable que si elle s'accompagne d'une interprétation des caractéristiques du milieu (physiques, morphologiques, substrats, végétaux...), des conditions de prélèvement et de la composition détaillée du peuplement. Par ailleurs, il est important d'être en mesure d'évaluer l'incertitude liée à la mesure de ces indicateurs. Celle-ci peut être estimée à un point

(soit 5% de marge de l'erreur) par des opérateurs professionnels et compétents. Cependant, il se pourrait que pour certains bureaux d'études au sein desquels l'analyse se fait plus rapidement et le personnel possède moins d'expérience, l'incertitude soit supérieure, pouvant atteindre jusqu'à 4 points d'erreur. Il faut noter qu'une telle incertitude rend le découpage en classes de qualité plus difficilement interprétable.

En guise de conclusion pour cette partie, nous pouvons dire avec JG. Wasson (entretien du 12 juin 2008) que la relation entre les 2 critères physico chimique et biologiques n'est pas simple. Il n'y a pas une seule valeur mais une gamme de valeurs pour déterminer la qualité biologique d'un milieu aquatique. Les relations entre l'effet d'une substance et l'amélioration du milieu sont complexes : l'effet d'une substance va dépendre de la nature physique du milieu, d'un complexe d'autres substances. Une même concentration est reliée à une gamme de facteurs, comme l'habitat naturel, protégé ou non, avec des berges plus ou moins végétalisées, un cours d'eau pouvant supporter une charge de pollution plus forte qu'un cours d'eau affaibli.

## **5. Les indicateurs hydro morphologiques**

La France ne s'est intéressée au compartiment physique des cours d'eau que tardivement. En effet, d'une vision de la qualité de l'eau basée principalement sur les pollutions chimiques, puis sur l'intégrité des êtres vivants de la rivière, il a fallu passer à une conception plus globale de l'intégrité de l'état et du fonctionnement du cours d'eau. Ce fonctionnement naturel à préserver est d'abord caractérisé par la bonne circulation de l'eau, des sédiments et des êtres vivants associés. Il s'agit donc notamment de s'intéresser aux coupures et autres obstacles à cette circulation qui peuvent être induites par des aménagements sur le cours d'eau. Il n'existe pas aujourd'hui de système d'indicateurs opérationnels et homogènes sur le territoire français.

Beaucoup de gestionnaires de niveau local ont tenté de mettre en place des systèmes d'évaluation de l'état hydro morphologique des cours d'eau. Cependant, en l'absence d'une doctrine nationale claire, les indicateurs de pressions anthropiques utilisés sont différents ou ne sont pas appréhendés de la même manière. A titre d'exemple, certains utilisent l'indicateur «linéaire de cours d'eau sous influence d'un ouvrage». La DIREN Ile-de-France souligne à ce propos l'absence de protocole et d'outil de calcul commun. Certains indicateurs nécessitent également des enquêtes de terrain coûteuses. D'autres donnent une idée du fonctionnement de la rivière mais ne permettent pas de définir si la rivière est en «bon état» (comme les indicateurs liés à la pente du cours d'eau). Le caractère tardif de la prise de conscience de l'importance des conditions hydro morphologiques dans la qualité des milieux aquatiques entraîne un manque de connaissances des gestionnaires locaux au sujet du fonctionnement de la rivière. Cela implique en particulier une tendance à mal hiérarchiser et prioriser les actions de restauration des milieux.

Certaines initiatives ont aussi été prises au niveau plus large des agences de bassin concernant les réseaux dits patrimoniaux, pour lesquels l'évaluation de la qualité incombe aux agences de bassins et aux DIREN. Ainsi l'Agence de l'Eau Adour-Garonne a mis en place en 2003 un système d'évaluation de l'état physique des cours d'eau du bassin, avant que ne soit mis en place un outil à portée nationale (Beaufreire C. et Dabos P, 2003) : EVACE pour «Evaluation de l'anthropisation et de l'état hydro morphologique des cours d'eau». Cet outil nécessite la réalisation d'un inventaire des « pressions » : Aménagements, Travaux et Ouvrages (ATO). Cet inventaire est réalisé sous SIG, à partir des bases de données de l'Agence de l'Eau et des éléments recueillis directement sur les cartes de l'IGN. En considérant les ATO comme une liste exhaustive des pressions anthropiques dans le cadre de l'hydro morphologie, on obtient un indicateur de la potentielle qualité hydro morphologique des cours d'eau. En effet, il ne s'agit pas d'un état mesuré de la qualité mais du calcul de ce que pourrait être la qualité du milieu en partant des pressions et en calculant les altérations potentielles maximales résultantes.

L'audit SYRAH CE (SYstème Relationnel d'Audit de l'Hydro morphologie des Cours d'Eau) privilégie l'appréciation du risque d'altération des processus à des jugements absolus sur l'état des différentes métriques (Chandesris et al., 2007). En effet, on ne considère pas ici un modèle de diversité d'habitat maximum qui constituerait une référence. Il ne s'agit pas de mettre une note puisqu'il n'y a pas de typologie de cours d'eau préalablement définie.

	VARIABLES - AMENAGEMENTS & USAGES	LARGE ÉCHELLE		TRONCONS	
		INDICATEURS	Origine des données	INDICATEURS	Origine des données
FLUX SOLIDES	Culture intensive	Note de surface pondérée (Type de culture * Risque d'Erosion)	Base RGA & Carte INRA		
	Barrages	Volume stocké / Surface bassin versant	Base CEMAGREF		
		Superficie interceptée / Surface bassin versant	Base CEMAGREF		
Extraction de granulats	Superficie plan d'eau / Surface lit majeur	BdCarthage®		Surface totale de plans d'eau	BdTopo®
FLUX LIQUIDE	Imperméabilisation	Surface urbanisée / Surface bassin versant	Corine Land Cover		
	Stockage	Volume relatif stocké / Volume annuel écoulé	Base CEMAGREF		
	Prélèvement	Surface drainée / Surface totale	Base RGA		
		Surface irriguée / Surface totale	Base RGA		
Dérivation				Longueur totale de biefs	BdTopo®
MORPHOLOGIE RESULTANTE	Digues et talus en lit majeur			Longueur digues	BdTopo®
	Suppression de Ripisylve	Surface urbanisée et agricole / Surface Lit majeur	Corine Land Cover	Surface Ripisylve Corridor	BdTopo®
		Longueur voies communication / Longueur cours d'eau	Base Route500®	Longueur voies communication	BdTopo®
	Rectification	Surface urbanisée et agricole / Surface Lit majeur	Corine Land Cover	Longueur Totale / Longueur axe	BdTopo®
		Voies navigables	BdCarthage®		
	Recalibrage	Surface urbanisée et agricole / Surface Lit majeur	Corine Land Cover		
	Seuils transversaux	Nombre / Longueur cours d'eau	Bases Agences		Nombre de seuils ou pente résultante

**Figure 4 : Indicateurs d'altérations proposés par le SYRAH CE (Chandesris et al., 2008)**

Ce schéma s'insère dans une logique DPSIR (voir plus haut). En premier niveau, les forces de changement (activités humaines et occupations de sols à l'origine de la dégradation) induisent les pressions (aménagement et usages). Le deuxième niveau peut être assimilé à l'état du fonctionnement physique (altérations des processus et des structures morphologiques), que l'on peut représenter par les ouvrages (barrages, seuils, renforcement de berges), les travaux (stabilisation, recalibrage) ou les activités (prélèvements). Le troisième niveau d'altération écologique représente la résultante locale de l'altération des processus (donc de l'impact) dans ses effets sur les modifications des habitats, facteurs majeurs des altérations écologiques.

L'outil SYRAH donne la priorité à une échelle large pour laquelle le cours d'eau est considéré dans sa totalité. Cette échelle d'analyse est insuffisante pour poser un diagnostic précis des dysfonctionnements et concevoir des mesures de restauration, mais permet de disposer d'une vision globale sur un grand territoire

Dans un second temps, un audit est mené à l'échelle de tronçons. Une liste d'aménagements et usages susceptibles de générer des altérations est établie en tenant compte des diverses échelles spatiales au niveau desquelles interviennent activités humaines et occupations des sols, notamment bassin versant (agriculture, zone urbaine), lit majeur (agriculture, zone urbaine, transport), lit mineur (transport, énergie, voire tourisme). Quatorze altérations hydro morphologiques, les plus fréquentes et les plus susceptibles d'être à l'origine d'impacts sur le fonctionnement écologique des cours d'eau, ont été identifiées. La recherche d'indicateurs d'aménagements et d'usages a été orientée en fonction de ces altérations en réduisant au maximum la possibilité de redondance. De plus, l'origine de la donnée doit être mobilisable sous forme de couches d'informations géographiques de niveau national ou de niveau plus local (échelle du tronçon). Le système d'indicateurs présenté ci-dessus a été élaboré en 2007 et 2008. Remarquons que l'interprétation de ces indicateurs doit, pour envisager une utilisation fiable et efficace, être adaptée aux types de fonctionnement des cours d'eau (en effet, la densité de seuils ou de barrages n'aura pas le même sens pour un cours d'eau à forte pente et à transport solide important et pour un cours d'eau de plaine à faible transport solide).

### 3. Le problème de la cohérence entre les différents indicateurs

Comment la question de la cohérence entre les différents indicateurs et paramètres à évaluer dans le cadre de l'évaluation de la qualité du milieu aquatique se pose dans des programmes de recherche ayant eu lieu ou en cours, tel est l'objet de cette partie. Nous avons été amenés à séparer les approches observées en trois catégories : les approches analytiques, fondées sur l'explication du fonctionnement des cours d'eau et des relations entre les différents compartiments analysés, les approches statistiques, fondées sur la mise en évidence de corrélations entre différents paramètres et enfin les approches empiriques qui permettent d'examiner a posteriori les liens observés entre les mesures de différents indicateurs.

#### 3.1 L'approche analytique

La plupart des études scientifiques s'accordent à affirmer la complémentarité des différents indicateurs biologiques. Chaque indicateur évalue la qualité du milieu aquatique à travers l'étude d'un compartiment biologique distinct. Les durées et distances d'intégration de la qualité du milieu sont propres à chaque compartiment considéré (car dépendant de la durée de vie et de la mobilité des individus). Nous avons synthétisé, dans le tableau suivant, ces informations de temps et d'espace.

*Tableau 1 La prise en compte de la dimension temporelle et spatiale selon les types d'indicateurs*

Indicateur	Durée intégrée	Distance intégrée
IBGN	Quelques mois	faible
IBD/IPS	Quelques semaines	aucune
IPR	Quelques années	grande
IBMR	Quelques semaines à quelques mois	aucune

La complémentarité entre IBGN et IBD (ou IPS) est couramment admise. En effet, l'IBGN réagit à la fois aux perturbations de qualité de l'eau proprement dite (par exemple au travers d'une pollution de type organique) et aux perturbations de la qualité des habitats. La notation seule ne permet pas de révéler l'un ou l'autre type de perturbation. En revanche, l'IBD et l'IPS ne réagissent qu'à la qualité de l'eau proprement dite et sont relativement indépendants de la qualité des habitats du cours d'eau. Ainsi, la possession des deux notes permet de discriminer une perturbation de la qualité de l'eau ou de la qualité des habitats. Ceci peut être illustré par la figure 4.5.

La question du lien entre les indicateurs biologiques est posée également à travers leurs relations avec les paramètres physico-chimiques du milieu. La construction même des indicateurs rend les notes calculées plus sensibles à tel ou tel type de perturbations physico-chimiques.

Dans le cas de l'IBD par exemple, les profils écologiques donnés dans la norme AFNOR (2000) pour les 209 taxons ont été définis au moyen d'une analyse de co-inertie réalisée entre une base de données diatomées et une base de données chimie. Sur le premier axe d'ordination de cette analyse, a été mis en évidence un gradient de pollution organique et saline et dans une moindre mesure un gradient trophique. C'est à partir de cet axe que la probabilité de présence de chaque taxon a été calculée. La conductivité a également été intégrée comme paramètre indicateur de pollution pour la définition des profils. Ainsi, l'IBD se trouve corrélé, par construction, aux paramètres de bilan en oxygène, concentration en nutriments et salinité.

Par ailleurs, on peut détecter également dans la construction même de l'IPR un lien avec les paramètres physico-chimiques à travers l'étude des métriques sélectionnées. De plus, après la définition des méthodes de calcul de l'indice poisson, celui-ci a été testé sur des sites témoins non perturbés, et sur une série de sites perturbés, afin d'évaluer la capacité de détection des perturbations. Le jeu de données des sites perturbés ayant été découpé en plusieurs types de perturbations, on a pu constater que l'IPR semble déceler efficacement les pollutions chimiques et organiques. Il est à noter

cependant le faible nombre de sites examinés, ce qui conduit à de possibles erreurs d'évaluation des liens entre l'indicateur et les perturbations physico-chimiques considérées.

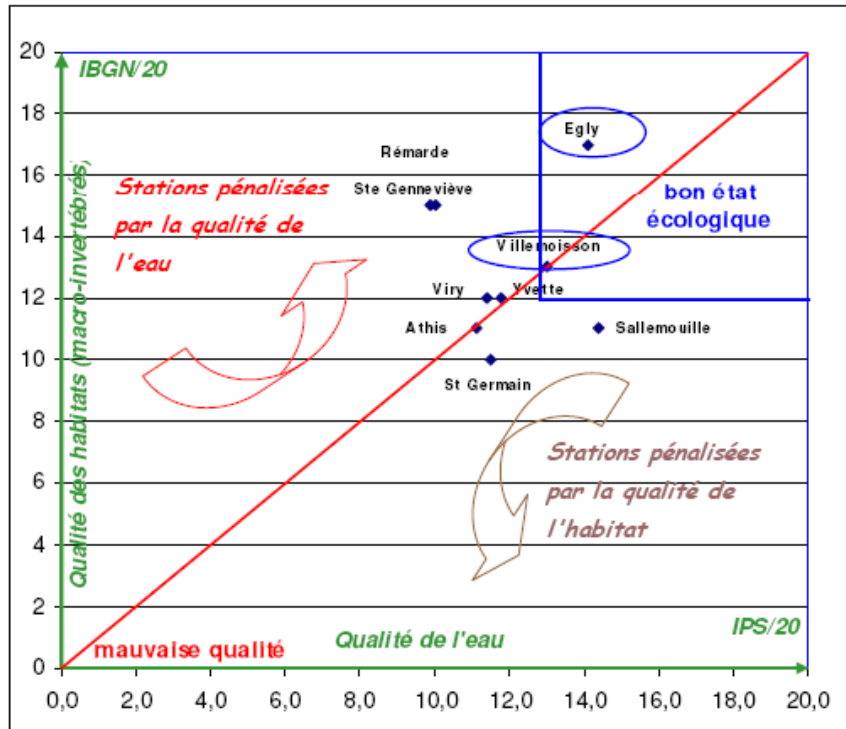


Figure 5 : Complémentarité de l'IBGN et de l'IPS illustrée avec les données des valeurs de ces indicateurs sur les stations de l'Orge (SIVOA, 2007)

Pour étudier les liens entre les paramètres hydro morphologiques et biologiques, il faut, dans un premier temps, revenir à la construction des indicateurs biologiques eux-mêmes. L'Indice Poisson Rivière, par exemple, est calculé à partir d'un certain nombre de métriques de description des peuplements dont certaines sont directement liées aux conditions d'habitat. C'est le cas du nombre d'espèces lithophiles (i.e. qui frayent sur un substrat composé de pierres). En effet, on peut comprendre le lien avec une altération du substrat comme un colmatage par exemple qui, en altérant la reproduction de ces espèces, entraînerait une divergence de ce nombre par rapport à la valeur de référence. Cette question de la relation, entre les caractéristiques hydro morphologiques et les peuplements observés dans les cours d'eau, demeure essentielle aujourd'hui. De nombreuses études ont été lancées afin d'améliorer les connaissances sur les liens entre les perturbations hydro morphologiques et la dégradation des conditions d'habitat ainsi qu'entre cette dégradation et la dégradation des peuplements.

C'est le cas des études du CEMAGREF qui a notamment pour objectif de contribuer à faire progresser les connaissances sur le fonctionnement des milieux aquatiques superficiels et sur les impacts anthropiques physiques et chimiques sur les communautés vivantes des milieux aquatiques.

Dans le cas des poissons, la modélisation des habitats, par exemple, utilise des approches issues de la théorie des micro habitats et permet de prédire les conséquences pour les peuplements et les communautés d'un tronçon de cours d'eau, des préférences d'habitat hydraulique observées à l'échelle des individus. Un des axes de recherche vise encore à une amélioration et à une fiabilisation de ces relations entre habitats et peuplements (Souchon et al., 2002).

D'autres études portent sur l'évaluation des dommages causés par la présence d'un ouvrage ou d'un aménagement anthropique sur le fonctionnement écologique des cours d'eau, et en particulier sur les peuplements. Parmi ces études, certaines ont une visée très pratique. Il s'agit d'identifier les impacts négatifs mais également positifs d'un certain type d'ouvrage, afin de déterminer la stratégie d'actions à entreprendre afin de restaurer le milieu. A titre d'exemple, les impacts physiques et écologiques des

seuils sont évalués par J.-R. Malavoi dans le cadre d'une étude de l'agence de l'eau Loire-Bretagne (Malavoi JR., 2003). Il identifie notamment comme impact négatif l'augmentation des difficultés de circulation pour les poissons, mais aussi un impact positif pour les être vivants qui est une augmentation du volume « habitable ».

Les impacts des chenalizations ont été étudiés (Wasson et al., 1995). Le lien avec l'IBGN est abordé ainsi : la communauté d'invertébrés n'est pas seulement affectée par la modification de l'habitat, mais aussi indirectement du fait des répercussions sur les autres facteurs de leur environnement. L'étude suggère dans ce cas une inadaptation de l'indicateur car la note ne se trouve pas affectée par la présence d'une chenalisation du fait d'une compensation entre effets directs et indirects. Cette étude aborde donc la problématique de l'interprétation des notes obtenues par calcul des indices, et souligne donc la nécessité de s'intéresser à chaque sous note voire aux listes taxonomiques afin de repérer ce genre d'impact.

Un autre exemple est l'étude de l'influence des éclusées et des barrages (donc des variations brutales ou permanentes de débit) sur les peuplements piscicoles (Baran P. et Leroyer-Gravet F., 2007).

### **3.2 L'approche statistique**

L'approche statistique constitue une problématique plus récente. Elle consiste à analyser a posteriori des séries de données afin d'établir une corrélation entre différents types de paramètres mesurés au même endroit. En particulier, un projet européen d'envergure, nommé REBECCA pour « Relationships between ecological and chemical status of surface waters » a entrepris d'explorer le lien entre les pressions et les impacts biologiques, ainsi qu'entre les conditions physico-chimiques et les indicateurs biologiques. Des corrélations ont été calculées entre des métriques concernant les peuplements d'invertébrés et la pollution organique, mesurée par des paramètres d'oxygénation et de concentration en nutriments (DBO5, NO2, N total, P total...) ou les concentrations en métaux lourds. On retrouve notamment le lien fort entre les conditions d'oxygénation du milieu mesurées par la DBO5, et l'abondance des invertébrés. Par ailleurs, une forte corrélation a été remarquée entre concentrations en cuivre et abondance d'un certain nombre de taxons. Une corrélation entre l'IBGN et les concentrations en métaux lourds a été mise en évidence. Une première étape dans la recherche de corrélations entre les conditions hydro morphologiques d'un milieu et les indicateurs biologiques a été abordée (Wasson et al., 2005) (Villeneuve et al., 2006). L'indicateur de pression anthropique retenu est l'occupation du sol, représentative des structures anthropiques exerçant des pressions sur les milieux aquatiques. L'objectif de cette étude était d'évaluer l'impact relatif des pressions anthropiques sur l'IBGN transformé en EQR (écart à la référence), révélateur de l'état écologique actuel des stations, et ceci à travers une approche statistique de calcul de corrélations. L'étude vérifie une bonne corrélation entre l'occupation du sol (divisée en quatre catégories) et les caractéristiques physico-chimiques connues par les agences de l'eau. Les résultats ont une capacité explicative quant à l'influence relative (positive ou négative) des variables d'occupation du sol sur la réponse de l'IBGN. Ils permettent donc de hiérarchiser les facteurs de dégradation de l'état écologique et de faire ressortir les facteurs « protecteurs ».

On remarquera cependant que l'occupation du sol ne révèle qu'indirectement les pressions hydro morphologiques. Certaines altérations physiques comme la chenalisation peuvent être systématiquement suspectées dans les zones urbanisées, mais nombre de pressions importantes comme les barrages, les dérivations, la navigation, l'endiguement, ne sont pas du tout prises en compte par les variables d'occupation du sol. Les perspectives actuelles sont donc d'une part d'envisager l'utilisation d'autres indicateurs biologiques (l'adaptation aux diatomées et aux poissons est en cours) et d'autre part de développer ce modèle en considérant un indicateur de pression hydro morphologique plus satisfaisant.

### **L'approche empirique**

Différentes études de comparaison des répartitions des niveaux de qualité observés pour différents indicateurs biologiques ont été réalisées à des échelles plus ou moins locales. Il est notamment observé qu'au delà de l'incertitude pour un indice donné, tous les indicateurs ne donnent pas la même évaluation d'une même station. Ceci s'explique par la conception même des indices. Différents indices



peuvent donner des résultats discordants du fait d'une certaine spécialisation de chaque indice pour un ou plusieurs types de perturbations. Ceci peut être vu comme une limite des indicateurs, mais aussi comme un avantage : l'analyse de ces résultats discordants peut révéler l'existence d'altérations non révélées par l'analyse de ces indices pris un par un, mais aussi permettre de préciser le type d'atteinte responsable. Ces constatations empiriques font prendre conscience du fait qu'une bio surveillance de la qualité des milieux aquatiques doit passer par l'utilisation de plusieurs indicateurs complémentaires.

En 2003, le CEMAGREF a proposé un système d'harmonisation des indicateurs biologiques (Perrin et al., 2004). Cet outil a pour but de permettre l'interprétation et la synthèse des informations apportées par les différents indicateurs. En particulier, la figure ci-dessous illustre l'utilisation de ce système d'harmonisation dans le cas où la qualité générale est évaluée à 3, correspondant à un état moyen. Ainsi cette qualité générale, définie par la classe de qualité la plus basse pour l'ensemble des indicateurs considérés, peut résulter de différentes situations concernant les différents indicateurs et ainsi suggérer des causes d'altérations prépondérantes différentes. On constate, dans les cas présentés ici, que seule une confrontation des différents résultats permet un diagnostic assuré quant aux causes. Les situations S1,..., S6 représentent les différents niveaux d'altérations (S1 correspondant au plus faible niveau d'altération). QEG est la qualité écologique générale; QBG, la qualité biologique globale mesurée par l'IBGN ; QBS, la qualité des sédiments mesurée par l'IOBS ; QBE, la qualité biologique des eaux mesurée par l'IBD ; QBP, la qualité biologique poisson, mesurée par l'IPR.

S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE	
		●				QGE	<b>Cas théorique :</b>
		●				QBG	tous les bioindicateurs donnent le même diagnostic pour QGE (qualité écologique) :
		●				QBS	1 : très bonne ; 2 : bonne ; 3 : moyenne ;
		●				QBE	4 : médiocre ; 5 : mauvaise ; 6 : très mauvaise.
		●				QBP	
S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE	<b>Cas n°1 : « Effet macrofaune-poissons » :</b>
		●				QBG	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).
●						QBS	
●						QBE	
		●				QBP	
S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE	<b>Cas n°2 : « Effet eau et poissons » :</b>
●						QBG	situation rencontrée dans le cas de pollutions intermittentes ou diffuses (seuls répondent les diatomées et les poissons).
●						QBS	
		●				QBE	
		●				QBP	
S1	S2	S3	S4	S5	S6	QGE	<b>Cas n°3 : « Effets sédiments » :</b>
●						QBG	situation rencontrée dans le cas de pollutions toxiques stockées au niveau des seuls sédiments fins.
		●				QBS	
●						QBE	
●						QBP	

Figure 4.6 Illustration de l'utilisation du système d'harmonisation des indicateurs dans le cas où QGE=3

L'établissement de liens empiriques entre les indicateurs biologiques et les indicateurs de pressions hydro morphologiques constitue aujourd'hui un domaine en pleine expansion. En effet, les suivis écologiques des opérations de restauration hydro morphologiques des cours d'eau, utilisant l'ensemble des indicateurs biologiques existants, devraient permettre d'établir des liens entre ces paramètres. Il est aujourd'hui trop tôt pour tirer des conclusions de ces suivis, car trop peu d'actions d'envergure ont été engagées.

Auparavant, d'autres types de suivi ont permis de récolter des informations sur les liens entre communautés aquatiques (en l'occurrence poissons) et conditions hydro morphologiques. Il s'agit du suivi des opérations d'augmentation des débits minimum en aval des centrales hydro-électriques. Chaque opération a fait l'objet d'un suivi mais en l'absence d'harmonisation nationale, ce suivi s'est souvent trouvé trop centré sur des cibles écologiques particulières comme les salmonidés par exemple. Une synthèse des différentes études conduites à la fois sur l'impact des bas débits et des éclusées sur les populations de truites montre clairement les déficits d'abondances dans les populations soumises aux altérations (Baran P. et Leroyer-Gravet F., 2007). Un travail de suivi a par exemple été conduit sur le Rhône aval au niveau de la chute de Pierre-Bénite. après l'augmentation du débit à 100 m<sup>3</sup>/s, les observations ont montré une augmentation significative des poissons d'eau courante, en accord avec ce que prévoyaient les modèles.

### **Indicateurs des composantes culturelles et sociales des écosystèmes**

Ce type d'indicateurs se propose de mesurer la manière dont les sociétés humaines, de la plus locale à la plus globale, concernées par un écosystème donné, se représente cet écosystème dans le présent et dans l'avenir. Pour les scientifiques, il s'agit de comprendre le fonctionnement des sociétés à travers leurs réactions par rapport à un objet particulier ou d'analyser le développement d'une politique publique. Pour les gestionnaires, il s'agit le plus souvent de tester l'acceptabilité de décision concernant les transformations du milieu naturel, ce qui aujourd'hui se traduit par des actions de renaturation des cours d'eau.

On peut considérer qu'il existe deux approches dans ce domaine, l'une que l'on pourrait qualifier de « scientifier le social » et l'autre qui pourrait s'intituler : « socialiser l'expert ». Dans le premier cas il s'agit de construire des systèmes de modélisation de la perception du public, dans une démarche un peu similaire à celle utilisée pour les indicateurs s'appuyant sur les variables quantifiables de l'environnement. Dans le deuxième cas, il s'agit de confronter les aspects objectifs et les aspects sociétaux dans le cadre de dispositifs de concertation, voire de négociation, de manière à essayer de bâtir un consensus autour d'une solution économiquement et techniquement réaliste.

Un exemple de la première approche est donnée par une recherche effectuée pour comprendre la perception des paysages des bras morts (Cottet et al., 2008). Les auteurs partent du constat que dans la mesure où les hommes appréhendent les phénomènes à l'échelle de leur expérience directe, le paysage apparaît comme une échelle pertinente pour analyser les liens qui existent entre sociétés et les écosystèmes. Ils prennent ensuite comme hypothèse, que les modifications paysagères des opérations de restauration de la qualité des milieux aquatiques impliquent que la notion d'esthétique écologique devient importante dans la perception du public. Les indicateurs retenus doivent non seulement être écologiques, mais aussi esthétiques. Leur propos est illustré par une enquête par photo-questionnaires qui a montré que certaines variables relatives à l'aspect de l'eau expliquent en grande partie les préférences (voir figure du chapitre 3). Des plans d'eau ont été classés à partir des réponses données par les personnes interrogées, réparties en cinq grandes catégories correspondant à des niveaux de subjectivité différents : les objets, les processus environnementaux, les sensations, les sentiments et les activités. Quatre classes de plans d'eau ont été définies du point de vue des perceptions individuelles. Ces classes ont été comparées à des classifications écologiques de milieux humides. La correspondance entre les perceptions et l'état écologique a été trouvée bonne. Les auteurs en concluent que l'on peut alors associer à certaines caractéristiques physiques des écosystèmes étudiés, des jugements esthétiques, voire des états émotionnels. La compréhension des influences respectives de ces deux types de variables permettrait d'envisager une modélisation des perceptions paysagères et de prévoir les réactions du public sur le plan esthétique.

Il n'est pas question, dans le cadre de la deuxième approche de décrire les indicateurs utilisés. En effet chaque dispositif de concertation où différents types de savoirs sont présents, y compris ce qu'on appelle les savoirs profanes, correspond à un cas d'espèce. Il est référé à une procédure, un système d'acteurs et une situation environnementale qui doit conduire à des indicateurs spécifiques ou des critères de choix. L'analyse du processus de décision est alors un élément prépondérant de la compréhension des choix effectués, par rapport à l'analyse des outils utilisés que sont les indicateurs.

## **Conclusion : Un ensemble d'indicateurs pour la gestion des petites rivières urbaines**

Les indicateurs dans le domaine de l'eau sont des outils qui peuvent servir à des tâches multiples : scientifiques, gestion de l'eau, communication. Ils peuvent être utilisés par des acteurs dont les objectifs ne coïncident pas : chercheurs, gestionnaires techniques, politiques, associations. Ils ont, comme tout outil, leurs avantages et leurs inconvénients. Chaque indicateur est construit au départ avec un but précis. Une des premières conditions à observer pour leur emploi, est de ne pas les utiliser pour un objectif qui s'éloigne de ce pour quoi ils ont été créés.

Employer une variable quantifiable, ou même un petit nombre, pour prétendre représenter l'état d'un écosystème, sans se préoccuper des conditions dans lesquelles les données ont été acquises et de la valeur intrinsèque de la mesure, peut être contre productif dans le cadre d'un processus de décision. Les modes de simplification propres à ce type d'indicateur, s'ils ne sont pas explicités, peuvent servir de support à des argumentaires mettant en cause l'ensemble de ce type d'approche de la qualité de l'eau.

Dans le cadre de la gestion d'un milieu aquatique, il doit être clair que les indicateurs ne sont qu'un moyen parmi d'autres : campagnes de mesures ponctuelles ou récurrentes, réseaux de mesures, d'alertes et d'usages, études diagnostics et études préparatoires aux projets, qui peuvent être utilisés. De plus, toute action est inscrite dans un cadre législatif et réglementaire ; elle s'appuie sur des procédures, fait appel à des financements, à des connaissances sur les dynamiques économiques et sociales et sur les enjeux politiques locaux.

Employés pour porter à connaissance les problèmes de qualité d'eau et de renaturation des rivières, c'est la pertinence des indicateurs qui peut être interrogée. Non pas du point de vue de leur signification cette fois-ci, mais du point de vue de leur compréhension par le public. Une étude a montré que même des personnes ayant un niveau d'éducation élevé pouvait avoir des difficultés à comprendre les informations présentes dans un indicateur quantitatif (Johnson et Chess, 2006). L'interprétation qui en est faite peut aussi être complètement biaisée par les croyances préalables des gens.

En comparant l'approche générale par les indicateurs, telle que nous l'avons décrite ci-dessus, et la manière dont aujourd'hui les gestionnaires des petites rivières urbaines utilisent un certain nombre d'indicateurs, nous allons proposer quelques suggestions pour rendre plus adéquat les objectifs des gestionnaires et les indicateurs employés. Ces suggestions devront être discutées avec l'ensemble des parties prenantes dans le cadre du Piren-seine.

On l'a vu plus haut, les syndicats de gestion des petites rivières que nous étudions ont beaucoup avancé dans la production de mesures de la qualité des eaux, pour servir d'indicateur de l'évolution de cette qualité. En comparant ce qu'ils ont réalisé, aux autres indicateurs décrits ci-dessus, il est clair que des espaces d'amélioration sont encore ouverts. Il est possible de proposer un ensemble d'indicateurs considérés comme idéal, aujourd'hui et maintenant, permettant de compléter ceux existants. Nous parlons bien d'ensemble car il est permis de douter, étant donnés les différents problèmes qu'ils couvrent, que ces indicateurs puissent faire système. Dans cet ensemble nous distinguerons trois groupes par rapport aux objectifs auxquels ils sont attachés : le respect de la réglementation, la gestion du milieu aquatique et l'acceptabilité par les citoyens des politiques menées par rapport à l'aménagement et à la protection des petites rivières.

### ***Le respect de la réglementation***

Comme nous l'avons remarqué plus haut, la plupart des indicateurs et mesures présentés dans les rapports d'activité des syndicats gestionnaires des petites rivières, font référence aux préconisations de la Directive Cadre Européenne sur l'eau. Il s'agit donc d'indicateurs qui sont destinés à déterminer la qualité de l'eau du cours d'eau et à mesurer l'écart existant par rapport à un état de référence qui peut être, suivant les tronçons, le bon potentiel écologique ou le bon état écologique.

L'approche de la DCE, telle qu'elle a été appliquée jusqu'à maintenant dans notre pays, peut être clairement considérée comme une institutionnalisation des indicateurs écologiques. Elle institue les

indicateurs biologiques en tant que normes, alors que les algorithmes de restauration du bon état ne sont pas établis (Bouleau G., 2007).

La conscience des lacunes existantes pour mettre en œuvre de manière pratique les objectifs de restauration écologique du milieu aquatique est explicite dans le document publié par le Ministère de l'Environnement pour aider les gestionnaires à respecter les échéances de la DCE (MEEDAT, 2009). En effet, si ce document donne bien des règles pour passer des valeurs mesurées à la définition de l'état écologique, il le fait par défaut. Les indications données sont toujours dans l'attente des résultats finalisés des travaux de définition des règles d'évaluation de l'état écologique. Celles-ci devraient établir les valeurs seuils des éléments physico-chimiques en accord avec les termes de la DCE et plus généralement les valeurs seuils de l'ensemble des éléments de qualité conformément aux prescriptions de la DCE. Pour les paramètres physico-chimiques, les valeurs seuils à prendre en compte sont des valeurs par défaut. Pour les paramètres biologiques, des règles d'agrégation sont énoncées, mais ce sont aussi des règles par défaut. Dans l'état actuel des choses, il est loin d'être sûr que l'on optimise la mesure des indicateurs par rapport aux objectifs fixés de détermination de la qualité des écosystèmes. Par ailleurs, il est précisé que les travaux réalisés jusqu'à présent n'ont pas permis de produire des résultats sur les macrophytes ; c'est pourquoi, des valeurs seuils pour cet élément biologique ne sont pas mentionnées. Ce sujet sera traité dans les règles qui seront établies d'ici 2013.

Le constat qui précède conduit à deux conséquences. La première porte sur la marge d'interprétation que l'on peut avoir sur les résultats des indicateurs. Cette marge peut être considérée comme importante si les liens entre les valeurs mesurées et la qualité du milieu ne sont pas très clairs. Il est donc crucial que les gestionnaires locaux des cours d'eau que sont les syndicats de rivière gardent ou acquièrent les compétences d'interprétation en interne. Deux moyens sont alors principalement à leur disposition : la formation et le travail avec des scientifiques. Le premier est le plus simple, mais les connaissances ainsi acquises sont rarement contextualisées par rapport au milieu local, ce qui peut n'être pas le cas dans un travail de collaboration effectué sur le cours d'eau. Ces compétences, une fois assimilées, devraient permettre en particulier de déterminer les indicateurs pertinents sur la rivière gérée et leur modalité d'évaluation, et ainsi d'optimiser le coût d'acquisition des mesures. Elles pourraient aussi permettre de prendre du recul à bon escient sur l'état de référence auquel la rivière doit aboutir. Le syndicat de rivière aurait alors la possibilité de discuter pour que l'objectif de qualité corresponde plus exactement aux conditions géographiques et géophysiques locales, et ne soit pas uniquement tributaire des grandes eco-hydro-régions.

Cet élargissement des possibilités est au centre de la deuxième conséquence. A partir du moment où l'état de référence, même rapporté à des indicateurs ayant des valeurs quantitatives, ne peut plus être considéré comme ayant une structure définitive, sauf d'un point de vue juridique qui est discutable aujourd'hui, il semble possible de le redéfinir à nouveaux frais. Alors que la DCE avait prévu, outre des indicateurs relativement précis, la possibilité de mettre en place des objectifs de qualité qui soient discutés avec la population, la démarche a été en France beaucoup plus centralisée. La discussion s'est faite principalement entre acteurs institutionnels. Il serait encore temps d'ouvrir un débat avec les acteurs locaux, dans le cas des petites rivières urbaines et d'arriver ainsi à définir un état de référence, non plus uniquement défini par rapport à la qualité biologique du milieu, mais tenant compte de facteurs multiples, définis par un collège d'acteurs. Cette procédure participative permettrait de mieux faire comprendre la signification des indicateurs retenus par la DCE à des non experts et de les relier aux usages désirés par la population. Elle pourrait être essentielle pour la réussite des politiques de récupération de la qualité des milieux. (Ison et al., 2004).

### ***La gestion du milieu aquatique***

Les nécessités de la gestion demandent de faire appel à un grand nombre d'indicateurs de types différents, aussi bien en termes de domaines qu'en termes d'objectifs : descriptifs, efficacité, efficacité. Un premier domaine concerne le fonctionnement de la rivière, aussi bien d'un point de vue qualité que d'un point de vue quantité. Quels sont les éléments qui conduisent à une dégradation de la qualité de l'eau, ou à des perturbations de l'écoulement ?

En premier lieu, il est important d'avoir une idée des pressions potentielles qui existent sur le bassin versant. Il s'agit des activités anthropiques qui ne se traduisent pas de la même manière en zone

urbaine et en zone rurale. Dans le premier cas, il s'agit de connaître l'état et l'évolution de données telles que la population, les activités industrielles, le trafic des principales voie de circulation ainsi que l'aire des surfaces imperméabilisées. Dans le deuxième cas, les points principaux sont les surfaces et les types de culture, l'importance et le type d'élevage.

En deuxième lieu vient la connaissance du réseau d'assainissement, et principalement de ses points de rejets. Ceux-ci peuvent être directs dans le cas d'un réseau pluvial ou d'une sortie d'un déversoir d'orage, ou indirects lorsque on se trouve à la sortie d'une station d'épuration. C'est un équipement dont il faut évidemment connaître la capacité et le rendement.

Enfin il est indispensable de connaître la pollution des rejets directs dans la rivière. Cela nécessite des modalités de mesure particulières aussi bien en termes de fréquence de prélèvement qu'en termes de type de polluant. C'est pratiquement, à chaque fois, du cas par cas et, de toutes manières, très éloigné de ce qui est préconisé pour l'évaluation de l'état du milieu.

Il est bien précisé dans le guide cité plus haut (MEEDDAT, 2009) que les réseaux de suivi de pollutions ne doivent pas être pris en compte pour cette évaluation.

La connaissance du fonctionnement de la rivière est aussi un élément important de sa gestion. Le linéaire des différents types de berges, ainsi que les modes d'écoulement par tronçons font partie des indicateurs utiles. Par temps sec, il faut distinguer entre écoulement rapide et écoulement lent. Par temps pluvieux, il faut connaître l'emplacement et la surface des zones inondées rapportées au type d'événement pluvieux à l'origine de l'inondation.

Un deuxième domaine concerne le suivi de la politique de gestion. Il est fait appel ici à des indicateurs d'efficacité et à des indicateurs d'efficience. Parmi les premiers, on va trouver par exemple, rapportés à l'année, le pourcentage de rejets directs éliminés, le pourcentage de mauvais branchements supprimés, la quantité de pollution industrielle par type de paramètre traitée. Concernant la rivière elle-même, les indicateurs pourront suivre les efforts d'aménagement de berge avec le linéaire aménagé par an. Pour suivre la politique de lutte contre les inondations, sur le bassin versant on peut s'intéresser à la diminution des surfaces imperméabilisées reliées au réseau, ou au volume de stockage des eaux pluviales réalisé. L'utilisation d'un modèle devrait permettre d'estimer la diminution des surfaces inondées par la rivière.

Les indicateurs d'efficience correspondraient principalement à la valeur des indicateurs d'efficacité rapportée aux coûts nécessaires pour arriver à cette valeur. Par exemple, on pourrait estimer un coût moyen annuel de rejet direct éliminé. A cela, il faudrait ajouter des coûts moyens de maintenance en fonction de l'état de qualité du milieu naturel.

### ***L'acceptabilité des politiques***

Ce troisième groupe est, par nature, plus difficile à définir a priori. En effet, la manière de choisir les indicateurs fait partie de la plus ou moins grande acceptabilité des politiques menées. La participation du public est une condition nécessaire, sinon suffisante, de cette acceptabilité. En outre, elle permet, comme on l'a vu ci-dessus, de tester la pertinence des autres indicateurs et leur compréhension.

Néanmoins, on peut évoquer la nécessité d'une connaissance des usages qui permettent de faire le lien entre ces usages et les indicateurs de gestion et de suivi de la réglementation. La fréquentation par type d'usages pourrait être un de ces indicateurs, ainsi que l'évolution de la représentation du milieu aquatique. D'autres indicateurs plus spécifiques pourraient être envisagés, comme la mesure du consentement à payer par type d'usage.

Finalement, il reste à rappeler que la restauration des cours d'eau et la reconquête de la qualité des milieux aquatique occupent beaucoup d'acteurs qui ne fonctionnent pas systématiquement de manière intégrée, même s'ils ont bien conscience de la nécessité de le faire et tentent d'harmoniser les types de mesure et d'indicateurs suivis (partage des mesures entre l'Agence, la DIREN, et maintenant l'ONEMA, et les syndicats de rivière). Ainsi, il faudrait veiller à ce que les indicateurs mis en place par les CLE dans les SAGE évoluent avec ceux des syndicats de rivière et des services de l'Etat et que les CLE restent le lieu de d'échange et de débat qu'ils sont sensés être entre l'ensemble des acteurs de l'eau et des milieux.

## Bibliographie

- Baran P. et Leroyer-Gravet F., 2007, *Le débit, élément clé de la vie des cours d'eau – Bilan des altérations et des possibilités de restauration*, ONEMA, Edition avril 2007.
- Beaufrere C. et Dabos P., 2003, *Agence de l'eau Adour Garonne : Etat des lieux du district Adour Garonne : Evaluation de l'anthropisation et de l'état hydro morphologique des cours d'eau du bassin Adour-Garonne (EVACE)*, rapport final.
- Bouleau G., 2007, *La gestion française des rivières et ses indicateurs à l'épreuve de la directive cadre*, thèse de doctorat ENGREF.
- Chandesris et al., 2007, « Le système relationnel d'audit de l'hydro morphologie des cours d'eau (SYRAH-CE) : un outil multi échelles d'aide à la décision pour la gestion des cours d'eau », *Ingénieries* n° 50 - p. 77 à 80 - Juin 2007.
- Chandesris et al., 2008, *Système Relationnel d'Audit de l'Hydro morphologie des Cours d'Eau (SYRAH CE), Principes et méthodes, Version V 3.1*, rapport CEMAGREF : Appui scientifique à la mise en oeuvre de la Directive Cadre Européenne sur l'Eau, janvier 2008.
- Chow-Toun F., 2009, *L'apport des indicateurs dans la définition et l'évaluation de l'action publique dans le domaine de l'eau pour une gestion territorialisée*, thèse de doctorat Université Paris-Diderot , 317p.
- Cottet M., Piegay H., Rivière-Honegger A. et Bornette G., 2008, *Considering social perception for floodplain alke restoration projects: the cases of the Rhône and lower Ain Rivers*, 6<sup>th</sup>. European conference on Ecological Restoration, Ghent, Belgique, 8-12/09/2008.
- Ison, R.L., Steyaert, P., Roggero, P.P., Hubert, B. & Jiggins, J., 2004, *Social Learning for the Integrated Management and Sustainable Use of Water at Catchment Scale*, EVK1-2000-00695 SLIM, Final Report. 89 p.
- Jackson, Laura E., Janis C. Kurtz, and William S. Fisher, 2000, *Evaluation Guidelines for Ecological Indicators*, EPA/620/R-99/005, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Research Triangle Park, NC. 107 p.
- Johnson Branden B et Chess C., 2006, « Evaluating Public Responses to Environmental Trend Indicators », *Science Communication*, Volume 28, Number 1, September 2006 64-92
- Malavoi JR., 2003, *Stratégie d'intervention de l'Agence de l'eau sur les seuils en rivière*, Agence de l'Eau Loire-Bretagne, septembre 2003.
- MEEDDAT, 2009, *Guide technique actualisant les règles d'évaluation de l'état des eaux douces de surface de métropole*, Ministère de l'écologie, de l'énergie, du développement durable et de l'aménagement du territoire, mars 2009, 74 p.
- Perrin et al., 2004, « Outils de diagnose fonctionnelle pour l'ingénierie écologique en rivière, Eau, Agriculture, Territoires », n° spécial *Ingénierie écologique*, 2004.
- SIVOA, 2007, *Qualité des eaux superficielles du bassin de l'Orge, rapport 2007*.
- Smeets E. et Weterings R., 1999, *Environmental indicators: Typology and overview*, European Environment Agency, Technical report n°25.
- Souchon et al., 2002, « Vers de nouveaux outils pour l'aide à la gestion des hydrosystèmes : couplage des recherches physiques et biologiques sur les cours d'eau », *Natures, Sciences, Sociétés*, 2002 10 (Suppl.1) p26-41.
- Steyaert P. et Ollivier G., 2007, "The European Water Framework Directive: How Ecological Assumptions Frame Technical and Social Change", *Ecology and Society* 12(1): 25. [online] URL: <http://www.ecologyandsociety.org/vol12/iss1/art25>.
- Villeneuve et al., 2006, *Chapter 2: Large scale models: spatial extrapolation of ecological status and diagnosis of dominant pressures, Report on relations linking pressures, chemistry and biology in rivers and tools assessing these linkages*, European project REBECCA D14.
- Wasson et al., 1995, *Impacts écologiques de la chenalisation des rivières*, CEMAGREF LHQ, Commande DE 30/93, decembre 1995.



Wasson et al., 2005, *Modèles pressions/impacts : Approche méthodologique, modèles d'extrapolation spatiale et modèles de diagnostic de l'état écologique basés sur les invertébrés en rivière (IBGN)*, CEMAGREF, Appui scientifique à la mise en application de la Directive Cadre sur l'Eau, 2005.

Zghreib S., 2009, *Flux et sources des polluants prioritaires dans les eaux urbaines en lien avec l'usage du territoire*, thèse de doctorat Université Paris Est.