



POLYTECH[®]
TOURS

Département
Aménagement et Environnement



Ecole d'ingénieurs
polytechnique
de l'université de Tours

CITERES

UMR 7324

Cités, Territoires,
Environnement et Sociétés

Equipe IPA-PE
Ingénierie du Projet
d'Aménagement, Paysage,
Environnement

Projet de Fin d'Etudes

**Comment évaluer une restauration
écologique grâce aux méthodes de
bioindication par les
macroinvertébrés : approches en
France et à l'international.**



PERREAUD Romane

2017-2018

Directeur de recherche
GREULICH Sabine

Comment évaluer une restauration écologique grâce aux méthodes de bioindication par les macroinvertébrés : approches en France et à l'international.

**Directeur de recherche
GREULICH Sabine
2017-2018**

Auteur : Perreaud Romane

AVERTISSEMENT

Cette recherche a fait appel à des lectures, enquêtes et interviews. Tout emprunt à des contenus d'interviews, des écrits autres que strictement personnel, toute reproduction et citation, font systématiquement l'objet d'un référencement.

L'auteur (les auteurs) de cette recherche a (ont) signé une attestation sur l'honneur de non plagiat.

Formation par la recherche, Projet de Fin d'Etudes en génie de l'aménagement et de l'environnement

La formation au génie de l'aménagement et de l'environnement, assurée par le département aménagement et environnement de l'Ecole Polytechnique de l'Université de Tours, associe dans le champ de l'urbanisme, de l'aménagement des espaces fortement à faiblement anthropisés, l'acquisition de connaissances fondamentales, l'acquisition de techniques et de savoir faire, la formation à la pratique professionnelle et la formation par la recherche. Cette dernière ne vise pas à former les seuls futurs élèves désireux de prolonger leur formation par les études doctorales, mais tout en ouvrant à cette voie, elle vise tout d'abord à favoriser la capacité des futurs ingénieurs à :

- Accroître leurs compétences en matière de pratique professionnelle par la mobilisation de connaissances et de techniques, dont les fondements et contenus ont été explorés le plus finement possible afin d'en assurer une bonne maîtrise intellectuelle et pratique,
- Accroître la capacité des ingénieurs en génie de l'aménagement et de l'environnement à innover tant en matière de méthodes que d'outils, mobilisables pour affronter et résoudre les problèmes complexes posés par l'organisation et la gestion des espaces.

La formation par la recherche inclut un exercice individuel de recherche, le projet de fin d'études (P.F.E.), situé en dernière année de formation des élèves ingénieurs. Cet exercice correspond à un stage d'une durée minimum de trois mois, en laboratoire de recherche, principalement au sein de l'équipe Ingénierie du Projet d'Aménagement, Paysage et Environnement de l'UMR 6173 CITERES à laquelle appartiennent les enseignants-chercheurs du département aménagement.

Le travail de recherche, dont l'objectif de base est d'acquérir une compétence méthodologique en matière de recherche, doit répondre à l'un des deux grands objectifs :

- Développer toute ou partie d'une méthode ou d'un outil nouveau permettant le traitement innovant d'un problème d'aménagement
- Approfondir les connaissances de base pour mieux affronter une question complexe en matière d'aménagement.

Afin de valoriser ce travail de recherche nous avons décidé de mettre en ligne sur la base du Système Universitaire de Documentation (SUDOC), les mémoires à partir de la mention bien.

REMERCIEMENTS

Mes premiers remerciements vont à mon tuteur professionnel Michel BACCHI pour le temps qu'il a pu consacrer au développement, à la réflexion et à l'encadrement de ce travail.

Je souhaite également remercier ma tutrice pédagogique Sabine GREULISH pour ses nombreux conseils et le temps qu'elle a pu prendre pour la relecture de mon projet de fin d'étude.

Je tiens également à remercier Julien CAHRRAIS, ingénieur en hydrobiologie et hydromorphologie fluviale au sein de la SARL RIVE.

Pour finir, un remerciement spécial pour celui qui m'a apporté conseils et soutien tous au long de la rédaction de cette étude : Etienne.

SOMMAIRE

| | |
|---|----|
| Introduction | 1 |
| I. Etat de l'art | 2 |
| 1.1 Matériels et méthodes | 2 |
| 1.2 Concepts de base..... | 2 |
| 1.2.1 Restauration écologique..... | 2 |
| 1.2.2 Indicateurs biologiques..... | 3 |
| 1.2.3 Notion de référence | 3 |
| 1.3 Méthodes de bioindication par les macroinvertébrés à l'international..... | 4 |
| 1.3.1 Rappels : intérêts et signification des indices biologiques | 4 |
| 1.1.1 Méthodes indicielles..... | 5 |
| 1.1.2 Méthodes multivariées..... | 5 |
| 1.1.3 Méthodes multimétriques | 7 |
| 1.1.4 Méthodes basées sur les traits biologiques | 9 |
| 1.1.5 Méthodes fonctionnelles..... | 10 |
| 1.2 Méthodes de bioindication par les macroinvertébrés en France | 12 |
| 1.2.1 Indice Biologique Global Normalisé..... | 12 |
| 1.2.2 Indice2Multimétrique2 (I2M2) | 13 |
| Synthèse de l'état de l'art | 14 |
| Perspectives de l'étude | 16 |
| Conclusion..... | 20 |
| Bibliographie | 21 |
| Annexe 1 | 25 |
| Listes des figures | 26 |

Introduction

Des milliers de kilomètres de cours d'eau français ont vu depuis plusieurs décennies leurs caractéristiques biologiques (peuplements) et géomorphologiques (géométrie, substrats...) fortement altérées par des interventions anthropiques diverses (*Malavoi, et al., 2007*):

- chenalisations excessives (recalibrage, rectification, endiguement), se traduisant notamment par une banalisation des caractéristiques abiotiques milieux aquatiques.
- extractions de matériaux avec leurs effets bien connus que sont les incisions du lit mineur, la disparition du substrat alluvial et l'affaissement de la nappe d'accompagnement.
- implantations de barrages et de seuils avec des effets nombreux et variés tels que le piégeage des alluvions, la création de longs plans d'eau en amont en lieu et place des faciès d'écoulement naturels, l'augmentation du réchauffement de l'eau en été, etc.

Or, ces caractéristiques écologiques (géomorphologiques et biologiques) conditionnent l'état et le fonctionnement écologique des milieux aquatiques qui se retrouvent donc eux aussi très dégradés. C'est pourquoi la restauration écologique des cours d'eau, parfois nommée renaturation, est l'une des priorités de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (*Malavoi, et al., 2007*). Elle repose sur la définition de conditions de référence (*Nijboer, et al., 2004*) et sur l'harmonisation des informations en provenance des différents états membres de l'UE utilisant leurs propres techniques de bioévaluation. Ce concept suggère de mesurer l'écart entre les conditions écologiques des stations étudiées et celles de stations les moins perturbées possible du point de vue des caractéristiques physiques, chimiques et biologiques (*Nijboer, et al., 2004*). L'utilisation de signatures biologiques pour détecter les impacts des activités humaines dans les milieux aquatiques est une pratique ancienne (*Sharma, et al., 1996*). Tout comme l'utilisation des macroinvertébrés qui permettent d'être « représentatifs de l'évolution des pollutions à long terme grâce à leur durée de vie assez courte » (*Grall, et al., 2006*). Ainsi, dans le contexte du sujet, l'étude est concentrée sur les indices biologiques et plus spécifiquement par les macroinvertébrés.

L'objectif du rapport suivant est de réaliser une analyse bibliographique qui renseigne sur les méthodes de bioindication par les macroinvertébrés : en France et à l'international et qui permettent d'évaluer une restauration écologique. Le but étant de donner une vision générale et synthétique des différentes approches qui ont été développées par les chercheurs. Puis, de tirer des conclusions sur la pertinence de chaque indice (variables et principes utilisés) et de leur mise en place au sein de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) pour une évaluation des restaurations écologique. Ainsi, la première partie de ce travail dressera un état des lieux des différents travaux, études de cas ou retours d'expériences, documentés dans la bibliographie à l'international puis, en France par rapport aux méthodes de bioindication par les macroinvertébrés. Et afin d'apporter des éléments d'ouverture au sujet, un développement critique sur les différentes techniques recensées et les biais de cette étude seront traités.

Ce projet de fin d'études est décomposé en deux étapes principales. Pour la compréhension du sujet, la première étape consiste à décrire les différents éléments de la thématique étudiée et à recenser l'ensemble des travaux bibliographiques existants sur les méthodes de bioindication par les macroinvertébrés : en France et à l'international permettant d'évaluer une restauration écologique. La deuxième étape comprend les perspectives du sujet en présentant un développement critique des différentes données recueillies à ce jour sur les méthodes de bioindication ainsi, que plusieurs remarques sur les faiblesses de ce travail.

I. Etat de l'art

1.1 Matériels et méthodes

Afin de répondre à la problématique fixée, plusieurs recherches ont été réalisées sur les sujets de l'évaluation de la restauration écologique en me focalisant sur l'évaluation d'un compartiment soutenu par la DCE : la qualité de l'eau des cours d'eau. Pour cela, plusieurs ressources en ligne ont été consultées et principalement les sites Google Scholar et Wiley. La bibliothèque par voie numérique du site internet de l'Université de Tours a également été utilisée afin de récupérer les articles intéressants pour mener à bien ce travail.

Tout d'abord, différents mots clefs ont été tapés dans les ressources en ligne en français puis, en anglais car de nombreuses publications sont rédigées en anglais qui aborde le thème de la restauration écologique. Les mots clefs étaient en français : évaluation, restauration écologique et en anglais : assessment, ecological restoration. Cependant, les résultats obtenus étaient trop nombreux et les mots clefs utilisés trop larges. Ainsi, de nouveau ont été rajoutés : indicateurs biologiques, qualité d'eau, métriques, invertébrés. Ils ont permis d'affiner la recherche et de trouver des articles concernant la thématique étudiée. De plus, différentes publications ont été trouvées par le biais de la lecture de bibliographie d'articles issus de la recherche directe par les mots clefs. Mais également, grâce à l'aide de discussion avec quelques professionnels du métier qui m'ont permis de m'orienter dans mes recherches.

Ce sont alors une trentaine d'articles scientifiques qui ont été obtenus à la suite de ce travail de recherche. Une dizaine d'articles jugés utiles pour répondre à la thématique ont été conservés après lecture. Les articles ne traitant pas de l'évaluation des restaurations écologiques ont été écartés ainsi, que ceux ne traitant pas du suivi biologique via les macroinvertébrés en particulier. De nombreuses publications scientifiques n'ont pas été prises en compte car elles proposaient des thèmes non abordés dans cette étude.

1.2 Concepts de base

Pour la compréhension du sujet, cette étape consiste à décrire les différents éléments de la thématique étudiée, soit les termes : « restauration écologique », « indicateurs biologiques » et « notion de référence ».

1.2.1 Restauration écologique

L'arrêté du 25 juillet 2015 définit le « bon état écologique » des masses d'eau comme : « *Les valeurs des éléments de qualité biologique applicables au type de masse d'eau de surface montrent de faibles niveaux de distorsion résultant de l'activité humaine, mais ne s'écartent que légèrement de celles normalement associées à ce type de masse d'eau de surface dans des conditions non perturbées.* » (Ministère de l'écologie, 25 juillet 2015). Ainsi, les travaux de restauration écologique menés sur les cours d'eau ont pour objectifs, au minima, de répondre à cette définition du point de vu législatif.

La Restauration écologique est une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable. La plupart du temps, l'écosystème qui a besoin d'être restauré a été dégradé, endommagé, transformé ou entièrement détruit, résultat direct ou indirect de l'activité humaine (Group, 2004).

Une restauration écologique est appliquée lorsqu'un cours d'eau se retrouve en mauvais état à cause de perturbation anthropique. Le bon fonctionnement hydromorphologique peut être caractérisé par une grande diversité de faciès, des berges naturelles, des bancs alluviaux mobiles, une ripisylve variée, des annexes hydrauliques et, surtout, une dynamique fluviale la plus libre possible (Adam, et al., 2007). Cette

dynamique fluviale libre est le berceau d'une diversité d'habitats indispensable à une faune et la flore aquatiques variées. C'est par elle notamment que s'allient le « physique » et le « biologique » (Adam, et al., 2007).

L'hydrosystème et les espèces associées sont donc intimement dépendants de la préservation ou de la restauration du fonctionnement hydrologique et morphologique du cours d'eau.

1.2.2 Indicateurs biologiques

L'arrêté du 25 juillet 2015 définit la classe d'état du « bon état » des cours d'eau pour les éléments de qualité biologique comme étant : « *Légères modifications dans la composition et l'abondance des taxons d'invertébrés par rapport aux communautés caractéristiques. Le ratio des taxons sensibles aux perturbations par rapport aux taxons insensibles indique une légère détérioration par rapport aux niveaux non perturbés. Le niveau de diversité des taxons d'invertébrés indique de légères détériorations par rapport aux niveaux non perturbés.* » (Ministère de l'écologie, 25 juillet 2015).

Les indicateurs écologiques englobent diverses définitions de l'écologie, telles que les « interactions qui déterminent la distribution et l'abondance des organismes (Krebs, 1978), ou plus largement la « structure et fonction de la nature » (Odum, et al., 1963). Ainsi, ils peuvent être biologiques et réagissent aux réactions chimiques, physiques et autres phénomènes.

Le rôle principal des indicateurs écologiques est de mesurer la réponse des écosystèmes face à des perturbations anthropiques (Niemi, et al., 2004).

Dans le cadre de l'évaluation de la DCE, un indicateur biologique ou bioindicateur est un organisme, un groupe d'organismes ou une fonction biologique de l'écosystème pris en compte pour évaluer l'état du système ou de certains paramètres de son fonctionnement. Il peut ainsi s'agir du résultat d'un calcul et exprimant le niveau d'un paramètre descriptif (alors équivalent à un indice). Dans le cadre de cette étude, c'est son utilité à diagnostiquer l'état d'un cours d'eau après restauration qui sera exploitée.

1.2.3 Notion de référence

La notion de référence est récurrente dans toute démarche de bio-indication, puisqu'elle renvoie à un concept d'équilibre entre milieu physique et biotique pour un contexte environnemental pas ou peu anthropisé. C'est d'ailleurs ce qui est présumé dans la loi sur l'eau, où l'on parle formellement d'équilibre des milieux aquatiques, et maintenant dans la directive cadre européenne, où il est question d'état écologique de très bonne qualité (Chauvin, et al., 2008). Dans cette directive, la classe de très bonne qualité est définie pour des cours d'eau comme « *La composition et l'abondance taxinomiques correspondent totalement ou presque totalement aux conditions non perturbées. Le ratio des taxons sensibles aux perturbations par rapport aux taxons insensibles n'indique aucune détérioration par rapport aux niveaux non perturbés.* » (Ministère de l'écologie, 25 juillet 2015). Ces références varient fortement en fonction de nombreux facteurs (aire biogéographique, position sur l'axe amont-aval du cours d'eau, ordre du cours d'eau ...) et plusieurs approches peuvent être utilisées pour définir un peuplement de référence. Ainsi, la définition de peuplements de référence en fonction de la typologie des cours d'eau, permet l'expression de résultats en termes d'écart à la référence, c'est-à-dire d'évaluer l'état de qualité biologique relatif des cours d'eau (Chauvin, et al., 2008).

La typologie des cours d'eau permet, entre autres, de définir un peuplement de référence pour évaluer la qualité biologique d'un cours d'eau. Plusieurs typologies existent et de nombreuses approches « n'ont en commun que l'objet de la recherche : proposer un système simple et généralisable de caractérisation des systèmes d'eau courante » (Wasson, 1989). Elles peuvent être de plusieurs types : zonations (Zonation de (Huet, 1949), (Illies et Botosaneanu, 1963), (Verneaux, 1973), classification ou continuum (River continuum

concept de Vannote et al., 1980). En Europe, il a principalement été développé des typologies de type zonation (sectorisation amont-aval) (Wasson, 1989). Ces zonations ne seront pas développées dans cette étude car ce n'est pas l'objet de l'étude.

1.3 Méthodes de bioindication par les macroinvertébrés à l'international

Cette étude se base sur les méthodes de bioindication par les macroinvertébrés car ils font partie des éléments de qualité biologique retenus en priorité pour la classification des Masses d'eau dans le cadre DCE au sein du compartiment biologique. En effet, « *La règle d'agrégation des éléments de qualité pertinents pour le type de masse d'eau considéré, dans la classification de l'état écologique, est celle du principe de l'élément de qualité déclassant.* » Ainsi, le rôle des éléments de qualité biologiques dans la classification de l'état écologique est prépondérant (Annexe 1).

1.3.1 Rappels : intérêts et signification des indices biologiques

Le recours à des indices hydrobiologiques pour évaluer la qualité d'un milieu aquatique se justifie par une nécessaire vision synthétique et exhaustive, à travers un compartiment intégrateur du système (Lemoalle, et al., 2001) (Genin, et al., 2003). On peut considérer que les performances d'un indice dépendent principalement (Haury, et al., 2006) :

- De sa sensibilité à montrer des variations ;
- De sa réaction aux facteurs environnementaux qu'il subit et de la nature des relations entre pressions et réponses ;
- De sa représentativité dans un hydroécosystème ;
- Des modalités méthodologiques et interprétatives de son étude.

Les organismes et communautés benthiques se révèlent être particulièrement adaptés pour l'évaluation de l'état des écosystèmes dans lesquels ils se développent ((Gray, et al., 1982); (Pearson, et al., 1978); (Warwick, 1986); (Fano, et al., 2003)) :

1. Leur mobilité limitée les empêchant de fuir les perturbations leur permet de donner une illustration fiable des conditions du site où ils se sont développés et où ils ont été récoltés, contrairement aux poissons et autres espèces mobiles ;
2. Les peuplements se composant de multiples espèces, ayant des sensibilités spécifiques et des réponses différentes aux perturbations, leur structure reflète directement le stress subit par les organismes. Cette propriété permet de constituer des groupes fonctionnels caractéristiques des niveaux de perturbation ;
3. Enfin les organismes benthiques ayant une durée de vie assez courte, les effets d'une pollution ponctuelle disparaissent d'une année sur l'autre. Cette durée de vie reste cependant suffisamment longue pour que les effets des perturbations cumulées sur une saison puissent être observés.

Dans le choix d'une méthode pour un indice biologique donné, il faut également prendre en compte la complexité des systèmes aquatiques et leurs nombreux liens à différentes échelles. En d'autres termes, pour ce qui nous intéresse ici, les compartiments biologiques dépendent les uns des autres selon des processus multiples plus ou moins directs. Ceci implique que les résultats de leur étude ne peuvent pas être indépendants (Chauvin, et al., 2008).

À l'heure actuelle, la plupart des réseaux de mesure de la qualité des eaux superficielles en Europe reposent sur des indices de structure et de diversité des peuplements aquatiques (Boon, et al., 2000).

Depuis une trentaine d'années les outils de bioévaluation utilisant la structure et le fonctionnement des assemblages d'organismes aquatiques se sont développés dans quatre directions principales (*Doledec, 2009*) :

- (i) l'adaptation des méthodes indicielles et leur normalisation en lien avec les préconisations de la DCE,
- (ii) les outils prédictifs sur la base de méthodes d'analyses multivariées intégrant l'ensemble de la composition faunistique,
- (iii) les méthodes multimétriques dépassant l'aspect taxonomique et combinant des critères de tolérance ou de préférence des organismes (métriques), et enfin (iv) les méthodes basées sur les traits biologiques.

Ainsi, les différentes parties ci-après classent les indices selon leur nature : on distingue ainsi les méthodes indicielles, multivariées, multimétriques, les méthodes basées sur les traits biologiques et fonctionnelles.

1.1.1 Méthodes indicielles

La communauté des hydrobiologistes s'accorde à attribuer la naissance du concept d'indicateurs biologiques en milieu aquatique à Kolkwitz R., et al., 1902 avec la mise en place de l'Indice des Saprobies (SAP). À partir de ce premier protocole, de nombreuses autres procédures indicielles ont été initiées en Europe et à travers le monde avec (*Sharma, et al., 1996*) :

- les indices basés sur une grille de qualité combinant des classes de variétés (richesse taxonomique) et des groupes de taxons indicateurs (polluo-sensibilité) dont l'origine remonte aux travaux de (*Woodiwiss, 1964*) et qui ont donné naissance en France aux indices biotiques et à l'IBGN (NF T90-350 Mars 2004),
- et (ii) les indices basés sur l'assignation des taxons à des niveaux de polluosensibilité comme le Biological Working Monitoring Party (BMWP (*Hellawell, 1978*)) et l'indice associé, Average Score Per Taxon (ASPT).

1.1.2 Méthodes multivariées

Généralement plus sensibles que les méthodes univariées (méthodes indicielles), les méthodes multivariées reposent sur la mise en évidence de similitudes entre des ensembles de stations ou d'espèces, et sur la mise en relation de ces caractéristiques avec des paramètres environnementaux. Elles sont couramment utilisées pour vérifier la validité de différents indices ou de sélectionner les paramètres les plus pertinents pour la calibration d'indices multimétriques (*Grall, et al., 2006*).

RIVPACS

Nos voisins anglais sont les premiers à s'être lancé dans des méthodes multivariées et plus spécifiquement dans les outils prédictifs de bioévaluation dans les années 1980.

Le système RIVPACS est l'une des techniques les plus abouties en Europe (*Doledec, 2009*). En effet, l'approche RIVPACS a été reprise sur d'autres continents (AUStralian RIVER Assessment Scheme, Simpson & Norris dans (*Wright, et al., 2000*), (*Hose, et al., 2004*); Assessment by Nearest Neighbor Analysis, (*Linke, et al., 2005*)) ou pour les lacs (Benthic Assessment Sediment, Reynoldson et al. dans (*Wright, et al., 2000*)).

Il produit un diagnostic des impacts anthropiques par comparaison des peuplements observés dans un ou plusieurs sites d'étude avec les conditions attendues dans ces sites en l'absence de pression humaine (*Doledec, 2009*). La base de référence repose sur la classification biologique de sites non perturbés (614 dans la version RIVPACS III (*Wright, et al., 2000*)). L'approche statistique utilise une procédure de « Non Metric Multidimensional Scaling » et fournit la liste des taxons attendus sur la base de prédictions faites à partir de 13 variables environnementales décrivant l'univers physique et chimique du site d'étude (*Moss, et al., 1999*). L'étude de la composition macrobenthique réelle est comparée à la liste des taxons prédits. À partir de la liste des taxons prédits, le calcul d'un indice biologique (ex. BMWP, ASPT) attendu en l'absence de perturbations humaines est comparé à l'indice biologique observé. Le diagnostic est basé sur l'examen du rapport entre valeur observée et prédite qui fournit un indice de qualité écologique. Six classes de qualité écologique constituent la grille de diagnostic, depuis les conditions les plus impactées à celles indemnes d'impact anthropique (*Doledec, 2009*). Le modèle permet de produire plusieurs résultats grâce à la modélisation :

- une liste d'espèces (et de familles) potentiellement présente ainsi que les abondances relatives au niveau de la famille (*Armitage, et al., 1990*) ;
- Le BMWP score est une note basée sur la sensibilité des familles de macroinvertébrés aux pollutions organiques. Chaque famille se voit attribuer une valeur de 1 à 10 (10 étant les familles les plus sensibles). Le score total résume la somme des valeurs de chaque famille (*Armitage, et al., 1983*).
- La note ASPT : c'est la moyenne des scores obtenus pour chacune des familles (*Clarke, et al., 2003*). Elle permet de pouvoir plus facilement comparer les notes de sites où le nombre de familles observées est différent.

Ces derniers indices reprennent l'idée de tolérance aux dégradations pour un ensemble de taxons dits indicateurs en utilisant des notes de «1» (Oligochètes, peu exigeants) à «10» (familles exigeantes de Plécoptères, Ephéméroptères et Trichoptères)(*Doledec, 2009*).

L'un des avantages de cette méthodologie réside dans sa facilité d'interprétation et de validation (*Carlisle, et al., 2007*). D'après Carlisle, 2007, le ratio O/E est sensible aux déficits d'espèces et donc à la dégradation de la qualité des écosystèmes.

Streambugs 1.0

Depuis plusieurs années, l'institut Suisse EAWAG travaille sur la modélisation de la distribution et de la qualité des peuplements d'invertébrés, en se basant sur une classification en groupes fonctionnels définis en fonction de leurs modes d'alimentation (brouleurs, collecteurs, prédateurs, filtreurs) (*Schuwirth, et al., 2013*).

Le modèle Streambugs 1.0 fonctionne donc en simulant les principaux processus qui régissent la présence des taxons et la variation de leur biomasse (croissance par alimentation et reproduction d'un côté, respiration et mort de l'autre) tout en tenant compte du métabolisme propre à chaque taxon (figure 3) (Schuwirth, et al., 2013).

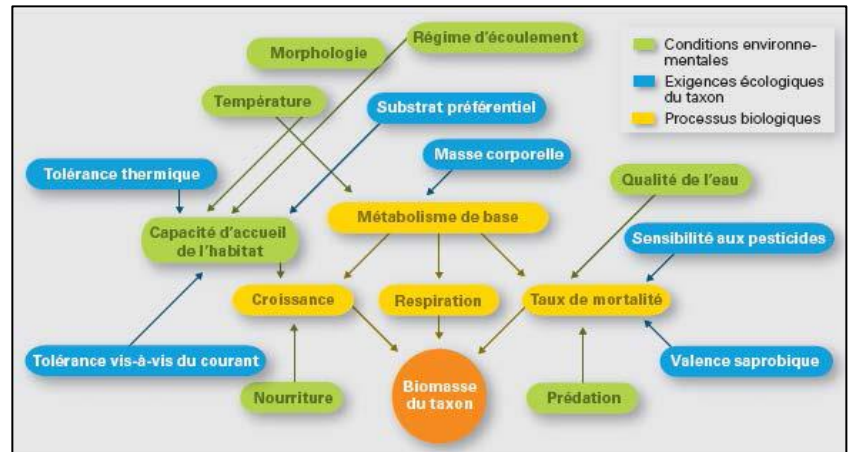


Figure 1 : Schéma de fonctionnement du modèle Streambugs 1.0 et de relation entre les différentes variables (source : (Schuwirth, et al., 2013)).

La dynamique temporelle des populations y est moins précisément décrite, mais la qualité des informations taxonomiques est meilleure (possibilité de travailler à la famille, au genre voire à l'espèce) (Schuwirth, et al., 2013).

Plusieurs critiques peuvent être émises quant à la fiabilité de ces méthodes multivariées. D'après Clarke (dans (Wright, et al., 2000)), l'incertitude sur les prévisions d'un impact global (pourcentage de classements erronés d'une station dans une classe de qualité donnée) varie entre 0 et 66 %. Cette variation est liée à des variables environnementales explicatives manquantes dans le modèle de référence, à une réplication insuffisante des conditions écologiques des sites testés empêchant de faire la part entre des modifications biologiques liées à des variations naturelles et à des variations anthropiques (Hose, et al., 2004) ou à l'insuffisance du nombre de sites dans la base de données de référence (Clarke dans (Wright, et al., 2000)). Enfin, à ce jour, la spécificité de réponse des modèles n'a pas été testée et le diagnostic obtenu ne permet pas d'attribuer les déviations de la référence observée en un site d'étude à un impact anthropique particulier (ex. acidification, déboisement) (Doledec, 2009).

1.1.3 Méthodes multimétriques

L'utilisation des méthodes multimétriques est un autre levier pour permettre d'évaluer l'impact des opérations de restauration hydromorphologique.

Les indices multimétriques sont des combinaisons d'attributs biologiques recouvrant des types de réponses biologiques susceptibles de varier sur un gradient de perturbation humaine (Doledec, 2009). Elles consistent à mesurer et combiner entre eux plusieurs paramètres représentatifs de l'état du système afin d'en obtenir une vision globale (Grall, et al., 2006).

Les auteurs reconnaissent quatre grandes catégories de métriques : (i) les métriques de composition et d'abondance (ex. proportion relative de taxons spécifiques), (ii) les métriques de richesse et de diversité (ex. nombre d'espèces, indices de diversité), (iii) les métriques de sensibilité et/ou tolérance (ex. polluo-sensibilité des taxons), et (iv) les métriques «fonctionnelles» (ex. mode de nutrition, préférences écologiques) (Doledec, 2009).

Il est ensuite important de choisir les différentes métriques que composera l'indice multimétrique. Il est donc important de (Doledec, 2009) :

- exclure les métriques numériquement instables,
- corrélérer les métriques avec le gradient anthropique sélectionné,

- sélectionner les métriques candidates en considérant un équilibre entre les quatre types ci-dessus,
- en tirer les métriques les plus robustes (meilleure réponse au gradient).

Enfin, la combinaison de l'ensemble des métriques retenues permet d'obtenir une valeur unique et de déterminer la classe de qualité biologique du site étudié.

Les méthodes multivariées ont l'avantage d'être sensibles aux variations de plusieurs paramètres et de témoigner d'une modification globale des conditions du milieu. Mais elles ont l'inconvénient d'être difficiles à interpréter (*Grall, et al., 2006*).

Les paramètres environnementaux mesurés dans les méthodes multimétriques sont utilisés de diverses manières (*Grall, et al., 2006*) :

- ils peuvent permettre d'évaluer un nombre théorique d'espèces ou d'individus, qui est comparé aux données effectivement mesurées,
- ils peuvent permettre de mesurer l'expression d'une perturbation au niveau de plusieurs caractéristiques du milieu, à l'image du Ratio-To-Reference (RTR),
- ils peuvent également être sélectionnés statistiquement en fonction de leur capacité à illustrer le niveau de perturbation et être combiné en un indice par le biais d'un algorithme précis.

Infauna Ratio-to-Reference (RTR)

L'indice Infauna Ratio-to-Reference (RTR) permet de mesurer le niveau de contamination des sédiments par le biais de plusieurs métriques telles que :

- les concentrations de différents composés chimiques qui permettent d'évaluer la contamination,
- la toxicité des échantillons environnementaux est évaluée grâce à une série de bio-essais,
- et les modifications des peuplements benthiques.

Ainsi, ces trois paramètres se complètent et permettent de donner une évaluation objective de l'état de dégradation du milieu. « *Pour chaque paramètre, le rapport des valeurs mesurées sur le site testé avec celle d'un site de référence (Ratio-to-Reference : RTR) est calculé. La valeur du RTR sert à normaliser les données, ce qui permet d'établir un degré d'altération des stations et de rendre possible leur comparaison* » (*Grall, et al., 2006*).

Les valeurs obtenues grâce au RTR peuvent être reportées sur un graphique à trois axes et ainsi, permettre leurs comparaisons.

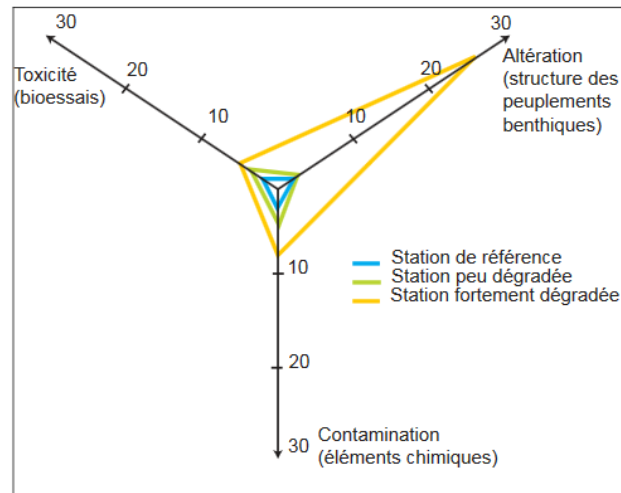


Figure 2 : SQT (Sediment Quality Triad) déterminé pour trois sites d'étude à partir des RTR des trois paramètres mesurés : la contamination (concentration en différents éléments chimiques), la toxicité (mesurée par bio-essais) et l'altération des peuplements (D'après (Chapman, 1987)).

L'allure des triangles permet de déterminer les caractéristiques de l'état de chaque station, tandis que la surface des triangles permet de les comparer numériquement (ces comparaisons peuvent également être réalisées dans le temps pour une même station afin d'en étudier l'évolution) (Grall, et al., 2006).

Ainsi, cette méthode permet de refléter l'ensemble des effets des perturbations selon plusieurs paramètres sur l'intégralité de l'état d'un écosystème. D'après (Barbour, et al., 1999), les indices multimétriques constituent des indices fiables de l'impact global des activités humaines. Cependant, dans cet indice, chacun des trois paramètres identifiés présentent des désavantages qui peuvent influencer les résultats :

- tout d'abord, connaître la concentration des éléments chimiques retrouvés au sein du milieu ne permet pas de refléter leur biodisponibilité dans le milieu naturel, ni leurs effets sur les organismes,
- les écosystèmes étant des milieux complexes, les bio-essais ne peuvent reproduire exactement les effets des polluants (non reproductible en laboratoire ou difficilement),
- enfin la seule analyse de la structure des peuplements n'est pas suffisante, car elle dépend également de facteurs environnementaux (température, oxygène dissous) (Grall, et al., 2006).

Toutefois, la variabilité naturelle inhérente à de nombreuses métriques ou les variations régionales dans la fiabilité de l'évaluation de la qualité écologique de ces indices peuvent limiter l'étendue spatiale de leur application (Doledéc, 2009). D'après, Barbour M.T. et al., 1999, les macroinvertébrés benthiques répondent de la même manière au déboisement en Oregon et aux impacts agricoles et aux barrages dans le Tennessee. De plus, le pouvoir discriminant des métriques et le taux d'erreur de classement de stations perturbées en sites indemnes peut varier suivant le groupe d'organismes aquatiques utilisés (Johnson, et al., 2006). En effet, le gradient d'intensité d'utilisation des terres agricoles est bien détecté par les métriques associées aux communautés de diatomées et d'invertébrés benthiques avec une erreur de classement < 15 %. Par contre les métriques associées aux communautés piscicoles ou aux macrophytes aquatiques présentent de meilleures performances pour identifier les gradients d'altérations physiques de l'habitat (Johnson, et al., 2006).

1.1.4 Méthodes basées sur les traits biologiques

Ces méthodes sont basées sur les traits biologiques des espèces tels que le type et le mode de nourriture, la taille corporelle et la capacité de dispersion afin « d'avoir une approche fonctionnelle de la structure des communautés reposant sur la théorie du River Habitat Templet » (Townsend, et al., 1994). A la différence de la présence/absence des espèces qui est fortement influencée par les gradients écologiques naturels

(géographiques ou longitudinaux), les traits biologiques varient eux en fonction des impacts humains de manière prévisible sur de larges échelles géographiques.

Les étapes du développement d'un tel outil reposent sur (i) la quantification des traits biologiques, (ii) la description du comportement des traits biologiques en situation de référence et (iii) en situations diversement perturbées (*Doledec, 2009*). Cette méthode nécessite obligatoirement une base de données conséquente sur les connaissances biologiques et écologiques des populations étudiées à l'échelle européenne.

L'exploitation de situations de référence a permis de montrer :

- la stabilité de la composition en traits biologiques sur des sites non altérés à l'échelon régional (*Archambault, et al., 2005*), national (*Charvet, et al., 2000*) et européen (*Statzner, et al., 2004*),
- la stabilité des structures en traits biologiques pour différentes résolutions taxonomiques (*Doledec, et al., 2000*) avec le choix du genre comme niveau nécessaire et suffisant,
- que l'effort d'échantillonnage à consentir n'est pas supérieur à celui des diagnostics habituels, en particulier en grands cours d'eau (*Bady, et al., 2005*).

L'exploitation de situations perturbées pour examiner la fiabilité des diagnostics souligne la capacité des traits biologiques pour :

- discriminer significativement l'amont et l'aval d'un effluent polluant (*Charvet, et al., 1998*),
- décrire une discontinuité environnementale associée à des impacts anthropiques multiples en grand fleuve et montrer la meilleure stabilité de la réponse au niveau géographique pour des sites peu impactés par rapport à un diagnostic traditionnel basé sur l'écologie des taxons (*Doledec, et al., 1999*),
- séparer les effets des variations naturelles de celles des variations anthropiques sur le longitudinal d'un grand cours d'eau (*Usseglio-Polatera, et al., 2002*).

1.1.5 Méthodes fonctionnelles

De nombreux indices sont basés sur la succession, la présence ou l'absence d'espèces indicatrices. « *Toutefois, la présence de ces espèces, souvent ubiquistes, ne suffit pas toujours à caractériser l'état du milieu. En effet, si certaines sont fréquemment retrouvées dans les milieux fortement perturbés, elles peuvent également être présentes dans des milieux sains, dans certaines conditions environnementales. De plus, la présence d'espèces indicatrices ne permet pas d'avoir une indication de l'évolution du benthos. Elle ne donne qu'une information sur l'état du système au moment de l'échantillonnage* » (*Grall, et al., 2006*).

Selon (*Pearson, et al., 1978*), l'étude d'un milieu ne doit donc pas se concentrer seulement sur l'absence ou la présence de quelques espèces clefs, mais doit prendre en compte l'ensemble des espèces présentes au sein de la communauté. L'utilisation de groupes d'espèces indicatrices plutôt que d'espèces isolées est donc préférable et constitue la base d'un indice couramment utilisé dans les milieux côtiers.

Coefficient benthique (CB) (AMBI)

Cet indice a été créé pour le programme AZTI le long de la côte basque par (*Borja, et al., 2000*). Il consiste à pondérer le pourcentage de chaque groupe écologique présent par le poids de sa contribution dans la représentation du niveau de perturbation.

L'indice AMBI (*Borja, et al., 2000*) est basé sur les cinq groupes écologiques (EG) identifiés par (*Hily, 1984*). Le logiciel disponible sur <http://www.azti.es>, une liste qui comprend plus de 2 700 espèces benthiques et leurs affectations à un EG ont été utilisées pour calculer cet indice (*Bouchet, et al., 2008*).

L'AMBI permet :

- De transformer l'indice en variable continue et donc de tester la validité du test via des analyses statistiques,
- De s'affranchir de toute subjectivité en pondérant le poids qu'a un groupement écologique face au niveau de perturbation,
- Elle permet enfin de révéler d'infimes variations dans la composition faunistique du peuplement (*Glémarec, 2003*).

Une corrélation avec les Etats Ecologiques définis par la Directive Cadre Eau a été proposée par (*Borja, et al., 2000*) :






| | <i>Etat Ecologique</i> | <i>AMBI</i> | <i>Classification de la pollution</i> |
|---|------------------------|------------------------------|---------------------------------------|
|  | Mauvais | $5,5 < \text{AMBI} \leq 7$ | Azoïque |
|  | Médiocre | $4,3 < \text{AMBI} \leq 5,5$ | Gravement pollué |
|  | Moyen | $3,3 < \text{AMBI} \leq 4,3$ | Modérément pollué |
|  | Bon | $1,2 < \text{AMBI} \leq 3,3$ | Légèrement pollué, état transitoire |
|  | Très bon | $0 < \text{AMBI} \leq 1,2$ | Normal |

Figure 3 : Equivalences entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après (*Borja, et al., 2000*)).

Cet indice a été soumis à de multiples tests prouvant sa validité (*Borja, et al., 2000*) et a de nombreux avantages :

- La comparaison des résultats de l'AMBI et ceux fournis par d'autres types d'analyses univariées (diversité, richesse spécifique) ou multivariées (*Muniz, et al., 2005*) a permis de s'assurer de la robustesse et du pouvoir discriminant de l'indice.
- Il a été validé par une série de tests basés sur les composants chimiques (*Borja, et al., 2000*), à la fois dans les estuaires et les habitats côtiers. Il a permis de détecter un large panel de sources de perturbations environnementales (seuls les effets des extractions de sable ne sont pas détectés). Il permet d'identifier et de caractériser les gradients spatiaux et temporels (*Muxika, et al., 2003*).
- L'indice a été appliqué avec succès dans de nombreuses régions géographiques : Océan Atlantique, Mer Méditerranée, Mer Baltique, Mer du Nord, Mer de Norvège, ainsi que Hong Kong, Uruguay et Brésil (*Muxika, et al., 2003*).
- Enfin, il est très facile à utiliser et à appliquer, grâce à un logiciel gratuit, incluant une liste continuellement mise à jour et comptant actuellement plus de 2700 taxons classés dans les cinq groupes écologiques (*Grall, et al., 2006*): http://www.azti.es/ingles/oceanography_marine_enviroment.asp

Toutefois l'utilisation de l'AMBI rencontre quelques limites et nécessite de nombreuses précautions (*Borja, et al., 2005*) :

- La robustesse de l'indice est moindre lorsque le nombre de taxons et/ou d'individus échantillonnés est réduit, ou lorsque les communautés sont dominées par certains taxons comme les Nématodes (*Muniz, et al., 2005*). Les problèmes de classification des espèces dans un groupe en particulier

peuvent également être source d'erreurs. Les résultats, lorsque plus de 20% des espèces ne peuvent être classées dans un groupe, doivent donc être interprétés avec précaution. Lorsque >50% des taxons ne peuvent être gardés, il est préférable de ne pas utiliser cet indice,

- L'application de l'AMBI dans les zones à faible salinité (zones naturellement stressées) reste difficile et l'indice y perd en robustesse (*Grall, et al., 2006*).
- La qualité des sites dépend des seuils choisis pour l'AMBI. L'attribution des valeurs de seuils peut être largement discutée et doit être établie de manière consensuelle (*Grall, et al., 2006*).

Afin de pallier à ces problèmes, (*Borja, et al., 2005*) recommandent d'utiliser d'autres métriques en parallèle de l'AMBI afin d'avoir une vue plus complète de la communauté benthique.

Il est également reproché au Coefficient Benthique d'aggraver le diagnostic des pollutions en donnant trop d'importance à certains groupes (*Grall, et al., 2002*) alors que ceux-ci peuvent subir naturellement des variations saisonnières.

Le niveau de perturbation du milieu peut donc être appréhendé par la composition spécifique des communautés, comme en témoigne l'indice précédent (AMBI).

1.2 Méthodes de bioindication par les macroinvertébrés en France

1.2.1 Indice Biologique Global Normalisé

En France, de nombreux indices ont été normalisés afin de définir un état écologique des cours d'eau en correspondance avec la classification de la DCE. L'Indice Biologique Global Normalisé en fait partie (IBGN). Il est dérivé du Trent Biotic Index (TBI) développé par l'anglais (*Woodiwiss, 1960*). Ce sont toutes deux des méthodes basées sur la collecte des macroinvertébrés dans les différents habitats d'une rivière. L'estimation de la qualité de l'eau par les méthodes issues du TBI est obtenue grâce à une note finale déterminée à l'aide d'une grille basée sur un système à deux entrées (ex : grille IBGN), incluant la richesse taxonomique de la station étudiée et le taxon le plus polluo-sensible (*Beauger, et al., 2014*).

La réglementation de la DCE en France influence en grande partie l'utilisation de cet indice. Pour autant, plusieurs biais scientifiques ont été soulevés suite à son utilisation sur divers cours d'eau.

Ainsi, l'utilisation de ces indices biotiques réduit la qualité environnementale des rivières à une note, ce qui conduit à une perte d'information et introduit un biais dans l'évaluation biologique et écologique (*Doledec, et al., 1999*). En effet, combiner la richesse avec le taxon le plus polluo-sensible pour les cours d'eau de plaine introduit un second biais. La présence majoritaire de taxons polluo-tolérants ne signifie pas forcément une dégradation du milieu, mais peut simplement traduire la classique évolution amont-aval (position sur le continuum de (*Vannote, et al., 1980*) qui conditionne la présence d'une faune adaptée aux zones de plaine (régime détritivore, faible vitesse, température plus élevée, etc.) (*Beauger, et al., 2014*). De plus, la précision du diagnostic peut être entachée d'erreur suivant l'échelle spatiale considérée et le type d'indice utilisé. Par exemple, une étude inter-agences (*Grebe, 1991*) menée à l'échelon français sur près de 600 stations à la fin des années 1980, montre que l'amplitude des variations de la réponse de l'IBGN dans les différentes classes de qualité physico-chimique de l'eau est relativement importante (Figure 4A) et en partie liée à la situation longitudinale des stations (Figure 4B).

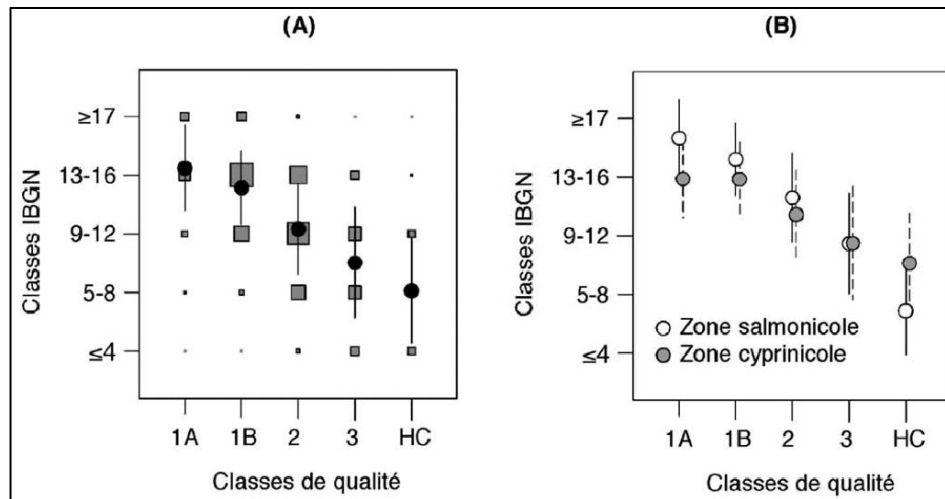


Figure 4 : (A) Relation entre la classe de l'IBGN (≤ 4 : mauvaise qualité biologique, ≥ 17 : bonne qualité biologique) et la classe de qualité physico-chimique de l'eau de 591 sites diversement impactés. Les carrés sont proportionnels à l'effectif de chaque couple, le cercle noir identifie la valeur moyenne de l'IBGN pour une classe donnée assortie d'un écart-type (trait vertical) ; (B) idem avec séparation des données en zone salmonicole (ou zone amont, $n = 241$) et zone cyprinicole (ou zone aval, $n = 250$). Source : (Doledec, 2009).

Il présente également un certain nombre de limites vis-à-vis des prescriptions de la DCE. Parmi celles-ci, on peut notamment citer (Reyjol, et al., 2013) :

- l'absence de prise en compte explicite de l'abondance et de la diversité des taxons ainsi que de l'abondance relative des taxons sensibles par rapport aux taxons résistants (prescription de l'annexe V de la DCE) ;
- l'absence de prise en compte explicite de la typologie des cours d'eau dans la construction de l'indice ;
- l'absence de calcul d'écart à un état dit de référence, véritable pierre angulaire de la DCE.

Outre ces limites principales, l'IBGN démontre une faible sensibilité à certaines catégories de pression anthropique (notamment les pressions hydromorphologiques). Enfin, il s'appuie sur un protocole d'échantillonnage dont la philosophie (à savoir évaluer les capacités dites « biogènes » d'une station) est très différente de celle adoptée par la plupart des méthodes européennes actuelles, qui vise davantage à obtenir une image moyenne du peuplement d'une station, ce qui est davantage en accord avec la philosophie générale de la DCE (Reyjol, et al., 2013).

Suite aux multiples biais soulevés par les chercheurs concernant l'IBGN et grâce aux résultats obtenus sur les données de surveillance avec la première version de cet indice, cela a permis de l'affiner et de proposer une 2ème version en 2015 : l'I2M2. Cet indice rentre également dans les objectifs de la DCE cités dans l'annexe 3 de l'arrêté du 25 juillet 2015 : « les indices biologiques des cours d'eau de métropole pour les macroinvertébrés et les poissons doivent évoluer afin de devenir plus représentatifs de l'état biologique de la masse d'eau et de mieux identifier les pressions à l'origine de la dégradation des masses d'eau. » (Ministère de l'écologie, 25 juillet 2015).

1.2.2 Indice2Multimétrique2 (I2M2)

Il est composé de cinq métriques basées sur des caractéristiques taxonomiques ou fonctionnelles des communautés de macroinvertébrés (Reyjol, et al., 2013) :

- l'indice de diversité de Shannon-Weaver ;
- la valeur de l'ASPT (Average Score Per Taxon ; Armitage et al. 1983) ;

- la fréquence relative des espèces polyvoltines (c. à d. à plusieurs générations successives au cours d'une même année) ;
- la fréquence relative des espèces ovovivipares ;
- la richesse taxonomique (compte tenu des niveaux d'identification définis par la norme XP T90-388).

Si l'on compare avec l'IBGN, l'I2M2 prend en compte 10 catégories de pression en relation avec la qualité physico-chimique de l'eau et sept catégories de pression en relation avec la qualité de l'hydromorphologie et l'utilisation de l'espace (Mondy, et al., 2012) :

| Physico-chimie | Hydromorphologie |
|---|-------------------------------|
| Matières organiques et oxydables (MOOX) | Voies de communication |
| Matières azotées (hors nitrates) | Couverture de la ripisylve |
| Nitrates | Urbanisation |
| Matières phosphorées | Risque de colmatage |
| Matières en suspension (MES) | Instabilité hydrologique |
| Acidification | Degré d'anthropisation |
| Micro-polluants minéraux (e.g. métaux) | Intensité de la rectification |
| Pesticides | |
| Hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) | |
| Autres micro-polluants organiques | |

Figure 5 : Catégories de pression physico-chimique et hydromorphologique considérées dans le développement de l'I2M2 (Mondy, et al., 2012).

De plus, il permet (Reyjol, et al., 2013) :

- l'expression des métriques en EQR, afin de permettre (i) la prise en compte de la typologie et (ii) une comparaison directe des valeurs de métriques pour tous les cours d'eau relevant du protocole normalisé sur l'ensemble du territoire métropolitain ;
- la prise en compte de plusieurs échelles de calcul pour les métriques candidates à l'intégration dans l'I2M2 (B1, B2, B3, B1+B2, B2+B3 et B1+B2+B3) ;
- la sélection des métriques les plus pertinentes à l'intégration dans l'indice, notamment sur la base de (i) leur caractère généraliste (réponse significative à au moins sept des 10 catégories de pression liées à la qualité de l'eau et à au moins à cinq des sept catégories de pression liées à l'hydromorphologie ou au type d'occupation de l'espace), (ii) leur efficacité de discrimination des peuplements soumis à perturbation, (iii) leur stabilité en conditions de référence et (iv) leur non-redondance au sein de la sélection finale de métriques.

Au final, l'I2M2 apparaît plus précis que son ancien confrère (IBGN) grâce à un nombre plus important de métriques et permet surtout de prendre en compte les altérations hydromorphologiques et la typologie du cours d'eau.

Synthèse de l'état de l'art

Les méthodes basées sur l'état biologique d'un écosystème permettent d'évaluer les impacts anthropiques humaines sur celui-ci et sont basées sur l'analyse écologique et biologique des espèces. De nombreux systèmes et protocoles d'indicateurs ont été développés pour déterminer l'état des systèmes aquatiques et pour l'évaluation des impacts humains sur ceux-ci (Tableau 1).

Différents principes ont été soulevés dans cet état de l'art et la plupart proviennent de méthode développée à l'étranger (Tableau 1). Il est apparu pertinent de combiner plusieurs méthodes au sein d'un même indice

afin, d'en augmenter sa robustesse et de diminuer ses limites. En effet, les méthodes multivariées sont couramment utilisées pour vérifier la validité de différents indices ou de sélectionner les paramètres les plus pertinents pour la calibration d'indices multimétriques (*Grall, et al., 2006*). De plus, il est important de souligner qu'il est plus intéressant d'utiliser un groupement d'espèces qu'une espèce isolée au sein d'un indice afin, d'évaluer sur une période de temps plus longue leur réponse au sein d'un écosystème. Il est également important de retenir que le choix des variables environnementales est un facteur prépondérant et une étape cruciale afin de permettre d'élaborer une méthode précise.

Chaque méthode a ses avantages et ses inconvénients mais aucune ne remplit les critères pour un outil idéal de bioévaluation par les macroinvertébrés pour évaluer une restauration écologique. Cependant la méthode des traits biologiques présente des atouts considérables si l'on se réfère aux exigences de la DCE, à savoir, une applicabilité à large échelle et la prise en compte implicite du fonctionnement des communautés par les traits biologiques (*Doledec, 2009*). Si l'on ajoute la robustesse du support théorique et la possibilité de faire des prévisions a priori, la méthode des traits biologiques pourrait avoir de quoi séduire les gestionnaires, chaque trait biologique ou leurs combinaisons pouvant constituer un levier permettant d'identifier l'efficacité d'une mesure de restauration (*Doledec, 2009*). De plus, malgré le fait que l'AMBI et le RTR soient des indices à la base utilisés en milieu côtier, « leurs capacités à révéler d'infimes variations dans la composition faunistique du peuplement » (*Glémarec, 2003*) et de refléter l'ensemble des effets des perturbations selon plusieurs paramètres sur l'intégralité de l'état d'un écosystème, rendent leurs méthodes intéressantes en termes de variables utilisées.

Le Tableau 1 démontre que chaque indice biologique a des variables et une méthode différente mais que c'est cette hétérogénéité qui permet de représenter un impact anthropique ciblé. Le passage de l'IBGN à l'I2M2 a permis de prendre en compte des impacts de types hydromorphologiques (non pris en compte par la première version de l'indice) grâce à un choix de variable plus conséquent en lien avec le type d'évaluation choisie. On constate que le nombre de variables pris en compte dans certains indices (RIVPACS) est bien plus élevé que dans d'autres indices (Infauna Ratio-to-Reference (RTR)). En effet, le modèle RIVPACS est dit prédictif et manipule donc un chiffre important de critère. Les rivières sont des écosystèmes aquatiques complexes du fait de leurs nombreuses interactions biotiques et abiotiques. Il serait donc pertinent d'utiliser plusieurs indices biologiques et pas seulement par l'étude des macroinvertébrés afin d'évaluer le plus précisément possible une évaluation de restauration écologique.

La DCE impose d'examiner cinq classes de « statut écologique » et tous doivent être quantifiés de la même manière dans l'ensemble des pays européens. Or, les approches indicielles empiriques sont basées sur l'abondance et la richesse de groupes taxonomiques présentant des fluctuations naturelles en fonction des conditions de l'habitat physique local (contraintes, hydraulique, substratum, température) et des conditions géomorphologiques et climatiques régionales qui produisent des différences biogéographiques de composition faunistique à un échelon européen (*Doledec, 2009*). Ainsi, l'utilisation des indices développés dans un pays donné doivent automatiquement être adaptés afin, d'éviter de fausser la précision du diagnostic et des résultats. Les variables utilisées pour décrire le peuplement faunistique doivent prendre en compte les différences biogéographiques de chaque pays. (*Sharma, et al., 1996*) et (*Sandin, et al., 2004*) concluent que la définition de classes de qualité au niveau européen est un processus difficile à mettre en œuvre car il doit considérer les différences naturelles entre cours d'eau et corriger les différences de perceptions intra-communautaires de la qualité écologique.

En effet, le projet AQEM2 (Assessment system for the ecological Quality of streams and rivers throughout Europe using benthic Macroinvertebrates, 2000-2002) (*Hering, et al., 2004*) a démontré que les principales régions géographiques européennes (*écorégions, Conseil Européen, 2007*) regroupaient efficacement l'ensemble des types de rivières définis et, qu'en général, la distribution des macroinvertébrés des cours d'eau européens répondait aux conditions climatologiques et géomorphologiques que ce soit à large échelle ou à une petite échelle ; conditions sur lesquelles est basé le découpage des écorégions (*Nijboer, et al., 2004*). Cependant à une échelle régionale, il a été constaté que le pouvoir discriminant de plusieurs

métriques biologiques pour évaluer l'état écologique augmentait avec l'utilisation d'une classification biorégionale (division d'une écorégion en plusieurs biorégions) (*Moog, et al., 2004*). Ainsi, même si la typologie de la DCE est utile dans l'élaboration d'un système d'évaluation basé sur les macroinvertébrés, il n'en reste pas moins que la notion d'écorégion est trop large et variable pour fournir des directives en matière de gestion régionale. Il est donc intéressant de prendre en compte ces deux typologies de cours d'eau (écorégions et bio-régions). (*Wiederkehr, 2015*).

La compréhension et le développement de nouvelles méthodes d'évaluation des restaurations écologique basées sur le compartiment biologique permettront d'avoir plus de pertinence et seront de meilleures qualités. Ainsi, ils permettront d'engager des investissements mieux ciblés et de restaurer les milieux de manière plus efficace (augmenter la probabilité d'effets sur le milieu) et plus efficiente (optimiser les investissements) » (*Reyjol, et al., 2013*).

Perspectives de l'étude

Cette synthèse bibliographique n'est pas exhaustive et ne traite pas de l'ensemble des sujets annexes à l'évaluation d'une restauration écologique outre le fait de parler exclusivement du compartiment biologique par les méthodes de bioindication des macroinvertébrés.

Ainsi, la composante temporelle doit être prise en compte et adaptée aux compartiments fonctionnels étudiés afin d'intégrer les temps de retour à un état stabilisé (calibrage naturel du lit mineur suite aux premières crues morphogènes, temps de recolonisation par la biologie, ...) et la variabilité naturelle de l'écosystème. En d'autres termes, la fréquence des suivis dépendra de ce qu'on cherche à connaître : hydromorphologie, poissons, macroinvertébrés, ... (*Navarro, et al., Septembre 2012*).

Les réponses biologiques et hydromorphologiques après restaurations écologiques varient énormément et ne sont pas forcément symétriques aux trajectoires de dégradation. Nombre d'entre elles ont été recensées dans la littérature scientifique de ces dernières années. Ces trajectoires sont extrêmement variées, tant pour le compartiment hydromorphologique que pour le compartiment écologique (Figure 6) (*Navarro, et al., Septembre 2012*).

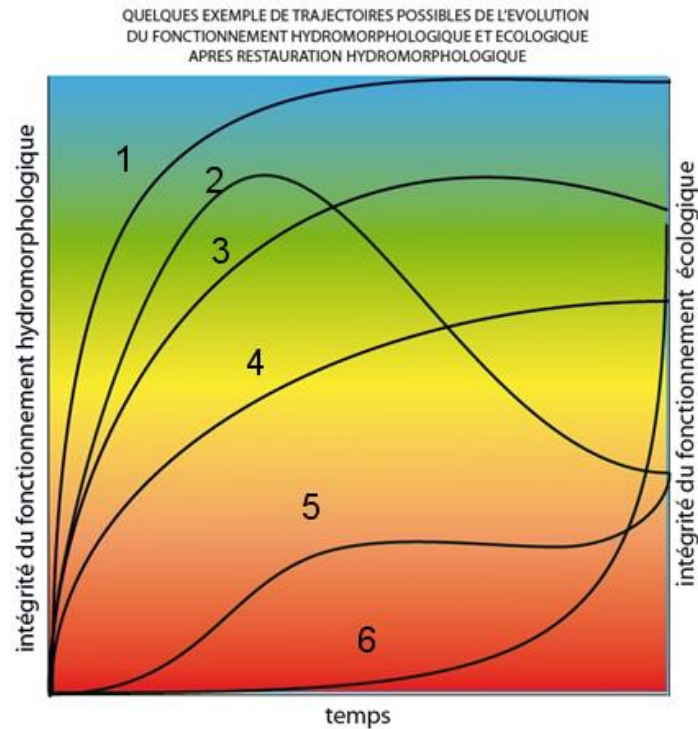


Figure 6 : différentes trajectoires possibles d'évolution au cours du temps, du fonctionnement hydromorphologique et du fonctionnement écologique d'un cours d'eau suite à des travaux de restauration (origine des axes). De manière théorique, les types de trajectoires (non exhaustifs) sont valables pour les deux compartiments. Source : (Navarro, et al., Septembre 2012).

Il est possible de rencontrer des cas favorables, avec des effets positifs rapides (trajectoire 1), par exemple dans le cas d'arasement d'ouvrages bloquant une voie migratoire pour les poissons entre milieux de vie adulte et zones de reproduction (variables cibles : retour à l'effectivité des frayères et présence d'adultes reproducteurs). En contrepartie, en totale opposition à la première trajectoire (trajectoire 6), des cas peuvent survenir où la réponse biologique est ténue et parfois longue à se manifester, par exemple pour une communauté de poissons ou de macroinvertébrés, qui ne répondraient pas ou peu à des actions de diversification de l'habitat, si le caractère dynamique général type du cours d'eau d'origine n'est pas lui-même restauré. Il est également possible de rencontrer des cas qui réagissent d'abord favorablement (trajectoire 2), mais qui retrouvent dans le temps des conditions assez médiocres, comme par exemple des situations de restauration morphologiques qui aident à recouvrer un substrat plus ouvert, mais dont les conditions de production de fines par le bassin versant finissent par reproduire un phénomène de colmatage (Navarro, et al., Septembre 2012).

Les trajectoires 3 et 4 sont des situations assez courantes, avec des gains assez longs à se manifester, ce qui justifie pourquoi (Navarro, et al., Septembre 2012) préconisent une temporalité de suivi plutôt après 3 ans de travaux et qui plaide pour une observation si possible encore plus longue. Cela permettrait d'avoir une image fiable de l'impact des interventions et de correctement décrire la trajectoire d'évolution écologique. Un suivi biologique peut également être calé après la crue morphogène après N+5 d'après Navarro, et al., Septembre 2012.

Enfin, Grall, et al., 2006 explique que « par-delà le besoin de développement et d'amélioration que chaque indice requiert face aux avancées des connaissances, il est probablement temps de comparer les performances des indices les uns par rapport aux autres. » En effet, après les nombreuses publications récentes illustrant les contextes dans lesquels les indices proposés pouvaient être appliqués, il semble nécessaire de procéder à une évaluation critique des différents indicateurs proposés ainsi que des méthodes multimétriques dans lesquelles ils s'intègrent (Grall, et al., 2006).

| Intitulés des Indicateurs biologiques | Utilisation Géographique (pays) | Les objectifs | Groupe taxonomique | Les métriques utilisées | Résolution taxonomique requise pour l'identification des espèces afin de calculer l'indice. | Les résultats |
|---|---------------------------------|---|--|-------------------------|---|---|
| Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) | France | Caractériser le peuplement d'invertébrés benthiques en orientant l'échantillonnage selon la représentativité des substrats sur la station. | L'évaluation est basée sur plusieurs groupes taxonomiques. | 2 métriques | Famille | <ul style="list-style-type: none"> - Nombre de taxons de macroinvertébrés, - listes faunistiques élémentaires par type d'habitat. - fournit un Indice de qualité écologique. |
| Indice Multimétrique (I2M2) | France | Evalue l'aptitude globale d'un milieu à héberger des êtres vivants en prenant en compte, à la fois la variété des macroinvertébrés benthiques, et la représentativité des habitats présents sur la station. | L'évaluation est basée sur plusieurs groupes taxonomiques. | 5 métriques | Espèces | <ul style="list-style-type: none"> - Nombre de taxons de macroinvertébrés, - listes faunistiques élémentaires par type d'habitat - fournit un Indice de qualité écologique. - prise en considération de la typologie et des variables hydromorphologiques du cours d'eau. |
| Infauna Ratio-to-Reference (RTR) | A l'échelle mondiale | L'évaluation de la qualité du sédiment. | L'évaluation est basée sur plusieurs groupes taxonomiques. | 3 métriques | Espèces | <ul style="list-style-type: none"> - permet d'établir un degré d'altération des stations - et de rendre possible leur comparaison |
| Coefficient benthique (CB) (AMBI) | A l'échelle mondiale | Caractériser le peuplement d'invertébrés benthiques en se basant sur des groupements écologiques. | L'évaluation est basée sur plusieurs groupes taxonomiques. | 5 groupes écologiques | Espèces | <ul style="list-style-type: none"> - fournit une classe d'état écologique (très bon état ...) - fournit un pourcentage des groupes écologiques pondérés par leur niveau de réponse par rapport à une perturbation. |
| RIVPACS | A l'échelle mondiale | Décrit la qualité des cours d'eau par rapport aux communautés d'invertébrés. | L'évaluation est basée sur plusieurs groupes taxonomiques. | 13 métriques | Espèces | <ul style="list-style-type: none"> - fournit la liste des taxons attendus. - fournit un Indice de qualité écologique. |

Tableau 1 : Synthèse des différents indices développés dans cette étude. Réalisation personnelle.

| | | Indice Biologique Global Normalisé (IBGN) | Indice Multimétrique (I2M2) | Infauna Ratio-to-Reference (RTR) | Coefficient benthique (AMBI) | RIVPACS |
|--|---|---|---|--|--|---|
| Objectifs | | Caractériser le peuplement d'invertébrés benthiques en orientant l'échantillonnage selon la représentativité des substrats sur la station. | Evalue l'aptitude globale d'un milieu à héberger des êtres vivants en prenant en compte, à la fois la variété des macroinvertébrés benthiques, et la représentativité des habitats présents sur la station. | L'évaluation de la qualité du sédiment. | Caractériser le peuplement d'invertébrés benthiques en se basant sur des groupements écologiques. | Décrit la qualité des cours d'eau par rapport aux communautés d'invertébrés. |
| Compartiments écologique mesurés | | Biologique (structure des peuplements, richesse taxonomique, diversité.) | Biologique (Structure des peuplements, richesse taxonomique, ASPT, diversité.) et morphologique. | Biologique (structure des peuplements, richesses taxonomique, diversité.) | Biologique (structure des peuplements, richesses taxonomique, diversité.) | Biologique (Structure des peuplements, richesse taxonomique, ASPT, BMWP, diversité.) |
| Nature des altérations mesurées | | Physico-chimique. | Physico-chimique et hydromorphologique. | Physico-chimique | Physico-chimique | Physico-chimique |
| A retenir | + | Donne l'état biologique d'un cours d'eau via les macroinvertébrés. | Implantation de métriques biologiques et hydromorphologiques. Précision augmentée sur la nature des perturbations. | Résultats graphique pertinents. Prise en compte de la qualité du sédiment. | Possibilité de transformer l'indice en variable continu → analyses statistiques possibles. Simple d'utilisation et accessible → logiciel gratuit continuellement mis à jour. | Modèle prédictif combinant plusieurs indices → meilleure robustesse. Principe comparer valeurs observés/escomptés → facilité d'interprétation et de validation, relativement simple à comparer avec d'autres résultats. |
| | - | Evaluation environnementale réduit à une note → perte d'information et donc biais scientifique. Ne prend pas en compte le contexte du BV (spatial : amont-aval). | Pas de précision sur les calculs utilisés. Pas de publications sur les tests réalisés sur l'indice. | Domaine d'application initial: les eaux salines. | Domaine d'application initial : les eaux salines. | Développé dans un contexte géographique initial différent de la France. |
| Logique et contexte d'interprétation. | | - Outil purement descriptif : doit faire l'objet d'une expertise biologique (extrapolation longitudinale, cycles hydrologiques et de vie des espèces, et autres facteurs). - Prendre en compte : les objectifs, le contexte (physico-chimique, thermique, biologique, morphologique), spatial (amont-aval, connexions), temporel (dynamique hydrologique). | | | | |

Tableau 2 : Synthèse des indices biologiques via les macroinvertébrés qui permettent d'évaluer une restauration écologique.

Conclusion

La restauration des cours d'eau dans les pays tels que la France, l'Allemagne et l'Amérique du Nord à une importante priorité en raison des exigences des politiques existantes. L'évaluation de l'état écologique des rivières est une base légale pour identifier les déficits existants dans le fonctionnement des cours d'eau. « *Les indices biologiques des cours d'eau de métropole pour les macroinvertébrés et les poissons doivent évoluer afin de devenir plus représentatifs de l'état biologique de la masse d'eau et de mieux identifier les pressions à l'origine de la dégradation des masses d'eau.* » (Ministère de l'écologie, 25 juillet 2015). Ceci est donc essentiel pour le développement de concepts de restauration nationaux et la protection des services écosystémiques importants (eau, alimentation, économie).

Cette étude bibliographique a permis de constater que la recherche d'indicateurs performants permettant de mettre directement en relation les perturbations des écosystèmes et les structures benthiques n'est pas une thématique récente. Elle a toutefois connu un essor au cours de la dernière décennie en Europe, sous l'impulsion de la mise en place de la Directive Cadre Eau.

Cette synthèse n'est pas exhaustive et ne traite qu'une petite partie des multiples techniques qui ont été mises au point par les chercheurs. L'objectif de ce Projet de Fin d'Etude n'était pas de dire si telles ou telles méthodes étaient plus intéressantes que l'autre mais bien de faire ressortir les points positifs et les grands principes utilisés dans les principaux cas étudiés. En France, ce sont les indices biologiques axés sur les invertébrés comme l'IBGN et plus récemment, l'I2M2 qui sont le plus couramment utilisés dans l'évaluation des restaurations écologiques. A l'étranger, c'est le modèle RIVPACS développé en Angleterre par (Wright, et al., 1998) qui a permis de décrire la qualité des cours d'eau par rapport aux communautés d'invertébrés, et qui fait aujourd'hui l'objet d'une large utilisation dans le cadre de la Directive Cadre sur l'Eau (DCE) (Clarke, et al., 2003). Ainsi, au regard des recherches bibliographiques évoquées précédemment, les indices utilisent principalement un groupement d'espèces (ici invertébrés) et des variables issues de leur comportement et de leur trait biologique (espèces polluosensibles/polluorésistantes, ...).

Au sein de cette étude, le caractère temporel et spatial de l'évaluation des projets de restauration écologique n'a pas été traité mais présente un intérêt incontournable dans celui-ci. En effet, (Morandi, 2014) explique que « l'étude des structures temporelles et spatiales des suivis biophysiques apporte deux enseignements : les mesures sont conduites sur des périodes courtes, notamment concernant les états avant travaux ; et les mesures sur des sites de contrôle sont peu développées. »

Effectivement, on constate un manque de suivi d'évaluation après les restaurations écologiques pour réellement évaluer un projet de restauration. En général, les évaluations écologiques sont réalisées à l'année N+1, N+2 et N+3 du cas étudié (Navarro, et al., Septembre 2012). Robinson, et al., 2004 explique que les Némouridae ont mis 10 ans à recoloniser le linéaire hydraulique d'une rivière restaurée dans les Alpes. Ce n'était pas un problème d'espace ni de distance car elles étaient présentes dans l'aire géographique proche de cette rivière. Elles ont vraiment recolonisées le site que lorsque les conditions leurs étaient favorables, c'est-à-dire 10 ans après les travaux de restauration.

Enfin, cette analyse bibliographique a fait l'état de nombreux indices biologiques basés sur des méthodes par les macroinvertébrés permettant leur utilisation pour évaluer une restauration écologique mais aucun lien n'a été mis en exergue entre ces différents indices. Grall, et al., 2006 explique que « *par-delà le besoin de développement et d'amélioration que chaque indice requiert face aux avancées des connaissances, il est probablement temps de comparer les performances des indices les uns par rapport aux autres.* »

Bibliographie

- Adam, Philippe, *et al.*, 2007. Manuel de restauration hydromorphologique des cours d'eau, L'Agence de l'eau Seine-Normandie, Direction de l'eau, des milieux aquatiques et de l'agriculture (DEMAA), Service eaux de surface
- Archaimbault, Virginie, *et al.*, 2005. Functional differences among benthic macroinvertebrate communities in reference streams of same order in a given biogeographic area. *Hydrobiologia*, 551: 171-182.
- Armitage, PD, *et al.*, 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water research*, 17: 333-347.
- Bady, Pierre, *et al.*, 2005. Use of invertebrate traits for the biomonitoring of European large rivers: the effects of sampling effort on genus richness and functional diversity. *Freshwater Biology*, 50: 159-173.
- Barbour, Michael T, *et al.*, 1999. Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish, US Environmental Protection Agency, Office of Water Washington, DC
- Beauger, Aude, *et al.*, 2014. Analyse des principales méthodes de bio-évaluation basées sur les macroinvertébrés benthiques. *Bulletin de la société linnéenne de Lyon*: 15-34.
- Boon, Philip J, *et al.*, 2000. Global perspectives on river conservation: science, policy, and practice, Wiley Chichester
- Borja, Angel, *et al.*, 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin*, 40: 1100-1114.
- Borja, Angel, *et al.*, 2005. Guidelines for the use of AMBI (AZTI's Marine Biotic Index) in the assessment of the benthic ecological quality. *Marine pollution bulletin*, 50: 787-789.
- Bouchet, Vincent MP, *et al.*, 2008. Influence of oyster culture practices and environmental conditions on the ecological status of intertidal mudflats in the Pertuis Charentais (SW France): a multi-index approach. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1898-1912.
- Carlisle, Daren M, *et al.*, 2007. Estimation and application of indicator values for common macroinvertebrate genera and families of the United States. *Ecological Indicators*, 7: 22-33.
- Chapman, DF, 1987. Natural re-seeding and *Trifolium repens* demography in grazed hill pastures. II. Seedling appearance and survival. *Journal of applied ecology*: 1037-1043.
- Charvet, Stephane, *et al.*, 2000. Traits of benthic macroinvertebrates in semi-natural French streams: an initial application to biomonitoring in Europe. *Freshwater Biology*, 43: 277-296.
- Charvet, Stéphane, *et al.*, 1998. Biomonitoring through biological traits of benthic macroinvertebrates: perspectives for a general tool in stream management. *Archiv für Hydrobiologie*: 415-432.
- Chauvin, Christian, *et al.*, 2008. La bio-indication et les indices macrophytiques, outils d'évaluation et de diagnostic de la qualité des cours d'eau. *Plantes aquatiques d'eau douce: biologie, écologie et gestion*. CEMAGREF, Antony: 91-108.
- Clarke, Ralph T, *et al.*, 2003. RIVPACS models for predicting the expected macroinvertebrate fauna and assessing the ecological quality of rivers. *Ecological Modelling*, 160: 219-233.
- Dale, Virginia H, *et al.*, 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological indicators*, 1: 3-10.
- Dolédéc, S, *et al.*, 2000. Accurate description of the abundance of taxa and their biological traits in stream invertebrate communities: effects of taxonomic and spatial resolution. *Archiv für Hydrobiologie*, 148: 25-43.

- Doledec, Sylvain, *et al.*, 1999. Species traits for future biomonitoring across ecoregions: patterns along a human-impacted river. *Freshwater Biology*, 42: 737-758.
- Doledec, Sylvain, 2009. Développement des méthodes de bioévaluation en eaux courantes: des indices biotiques aux traits biologiques. *La Houille Blanche*: 100-108.
- Fano, EA, *et al.*, 2003. The ecofunctional quality index (EQI): a new tool for assessing lagoonal ecosystem impairment. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 56: 709-716.
- Genin, Brigitte, *et al.*, 2003. Cours d'eau et indices biologiques: pollution, méthodes, IBGN, Educagri éditions
- Glémarec, M, 2003. Les indices biotiques en milieu sédimentaire. Bioévaluation de la qualité:
- Grall, J, *et al.*, 2006. Synthèse des méthodes d'évaluation de la qualité du benthos en milieu côtier. Institut Universitaire européen de la Mer. Université de Bretagne Occidentale Laboratoire des sciences de l'Environnement Marin: 7-86.
- Grall, Jacques, *et al.*, 2002. Marine eutrophication and benthos: the need for new approaches and concepts. *Global Change Biology*, 8: 813-830.
- Gray, John S, *et al.*, 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Marine Ecology Progress Series*: 111-119.
- Group, Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working, 2004. L'abccaire sur l'écologie de la restauration de la SER internationale. The SER International Primer on Ecological Restoration
- Haury, Jacques, *et al.*, 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution—the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Macrophytes in aquatic ecosystems: from biology to management*: 153-158.
- Hellawell, John M, 1978. Biological surveillance of rivers; a biological monitoring handbook.
- Hering, Daniel, *et al.*, 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*: 1-20.
- Hily, Christian, 1984. Variabilité de la macrofaune benthique dans les milieux hyper-trophiques de la rade de Brest.
- Hose, Grant, *et al.*, 2004. Reproducibility of AUSRIVAS rapid bioassessments using macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society*, 23: 126-139.
- Johnson, Richard K, *et al.*, 2006. Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. In: Johnson, Richard K, *et al.*, *The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods*, Springer,
- Lemoalle, J, *et al.*, 2001. Etat de santé des écosystèmes aquatiques. De nouveaux indicateurs biologiques. Cemagref:
- Linke, Simon, *et al.*, 2005. ANNA: a new prediction method for bioassessment programs. *Freshwater Biology*, 50: 147-158.
- Malavoi, J, *et al.*, 2007. Préservation et restauration physique des cours d'eau. Aspects techniques. *Techniques Sciences Méthodes*, 2: 39.
- Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie 25 juillet 2015. Arrêté du 27 juillet 2015 modifiant l'arrêté du 25 janvier 2010 relatif aux méthodes et critères d'évaluation de l'état écologique, de l'état chimique et du potentiel écologique des eaux de surface pris en application des articles R. 212-10, R. 212-11 et R. 212-18 du code de l'environnement. *Journal officiel de la République Française*

- Mondy, Cédric Pascal, *et al.*, 2012. A new macroinvertebrate-based multimetric index (I 2 M 2) to evaluate ecological quality of French wadeable streams fulfilling the WFD demands: A taxonomical and trait approach. *Ecological Indicators*, 18: 452-467.
- Moog, Otto, *et al.*, 2004. Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU 'Water Framework Directive'? *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*: 21-33.
- Morandi, Bertrand, 2014. La restauration des cours d'eau en France et à l'étranger: de la définition du concept à l'évaluation de l'action. *Éléments de recherche applicables*, Thèse, Ecole normale supérieure de Lyon-ENS LYON.
- Moss, Dorian, *et al.*, 1999. A comparison of alternative techniques for prediction of the fauna of running-water sites in Great Britain. *Freshwater Biology*, 41: 167-181.
- Muniz, Pablo, *et al.*, 2005. Testing the applicability of a Marine Biotic Index (AMBI) to assessing the ecological quality of soft-bottom benthic communities, in the South America Atlantic region. *Marine Pollution Bulletin*, 50: 624-637.
- Muxika, Iñigo, *et al.*, 2003. The use of a biotic index (AMBI) to identify spatial and temporal impact gradients on benthic communities in an estuarine area. *ICES CM*:
- Navarro, Lionel, *et al.*, Septembre 2012. Aide à la définition d'une étude de suivi - Recommandations pour des opérations de restaurations de l'hydromorphologie des cours d'eau. Version 2.
- Niemi, Gerald J, *et al.*, 2004. Application of ecological indicators. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, 35: 89-111.
- Nijboer, RC, *et al.*, 2004. Establishing reference conditions for European streams. *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*: 91-105.
- Odum, Eugene P, *et al.*, 1963. Detritus as a major component of ecosystems. *AIBS Bulletin*, 13: 39-40.
- Pearson, TH, *et al.*, 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.*, 16: 229-311.
- Reyjol, Yorick, *et al.*, 2013. Bioindication: des outils pour évaluer l'état écologique des milieux aquatiques. *Les Rencontres de l'oNeMA, Synthèse des Journées "DCE et Bioindication"*:
- Robinson, Christopher T, *et al.*, 2004. Immediate and habitat-specific responses of macroinvertebrates to sequential, experimental floods. *Journal of the North American Benthological Society*, 23: 853-867.
- Sandin, Leonard, *et al.*, 2004. Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to the EC Water Framework Directive intercalibration. *Integrated Assessment of Running Waters in Europe*: 55-68.
- Schuwirth, Nele, *et al.*, 2013. Bridging the gap between theoretical ecology and real ecosystems: modeling invertebrate community composition in streams. *Ecology*, 94: 368-379.
- Sharma, S, *et al.*, 1996
- Statzner, Bernhard, *et al.*, 2004. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. *Ecography*, 27: 470-488.
- Townsend, Colin R, *et al.*, 1994. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. *Freshwater biology*, 31: 265-275.
- Usseglio-Polatera, Philippe, *et al.*, 2002. Longitudinal changes in macroinvertebrate assemblages in the Meuse River: anthropogenic effects versus natural change. *River Research and Applications*, 18: 197-211.
- Vannote, Robin L, *et al.*, 1980. The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37: 130-137.
- Warwick, RaM, 1986. A new method for detecting pollution effects on marine macrobenthic communities. *Marine biology*, 92: 557-562.

Wasson, Jean-Gabriel, 1989. Eléments pour une typologie fonctionnelle des eaux courantes. 1. Revue critique de quelques approches existantes. Bull. Ecol, 20: 109-127.

Wiederkehr, Juliane, 2015. Estimation des incertitudes associées aux indices macroinvertébrés et macrophytes pour l'évaluation de l'état écologique des cours d'eau, Thèse, Université de Strasbourg.

Woodiwiss, FS, 1960. Trent Biotic Index Pollution. 2nd. Quinquennial Abstracts of Statistics Relating to the Trent Watershed:

Woodiwiss, FS, 1964. The biological system of stream classification used by the Trent-River-Board. Chemistry & Industry: 443-447.

Wright, JF, *et al.*, 1998. River classification using invertebrates: RIVPACS applications. Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems, 8: 617-631.

Wright, John F, *et al.*, 2000. Assessing the biological quality of fresh waters. RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, England:

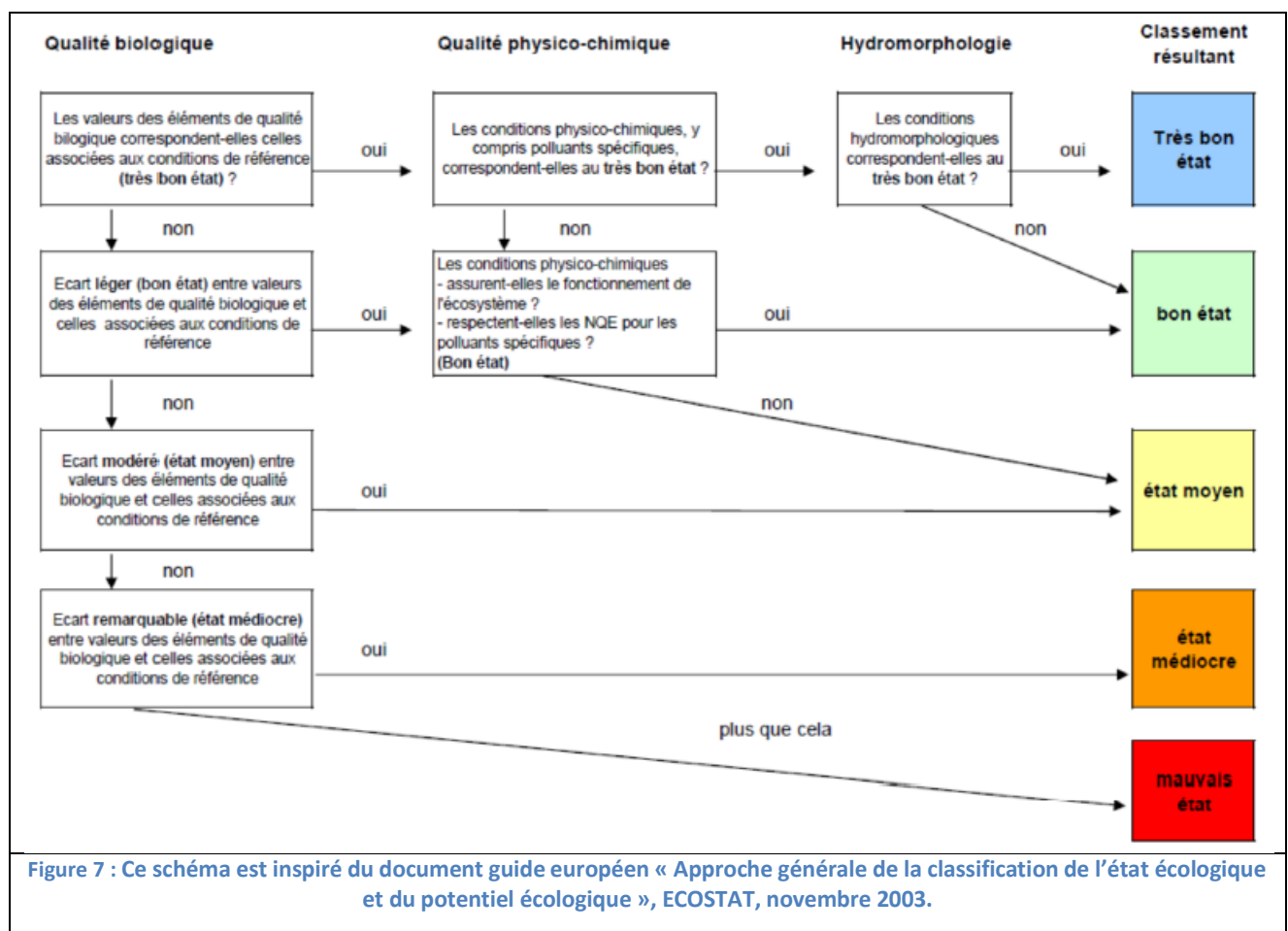
Annexe 1

Annexe 2 de l'arrêté du 25 juillet 2015 :

RÈGLES D'AGRÉGATION ENTRE PARAMÈTRES ET ÉLÉMENTS DE QUALITÉ DE L'ÉTAT ÉCOLOGIQUE POUR LES EAUX DE SURFACE.

1. Agrégation des éléments de qualité dans la classification de l'état écologique

La règle d'agrégation des éléments de qualité pertinents pour le type de masse d'eau considéré, dans la classification de l'état écologique, est celle du principe de l'élément de qualité déclassant. Le schéma suivant (13) indique les rôles respectifs des éléments de qualité biologiques, physico-chimiques et hydromorphologiques dans la classification de l'état écologique.



Listes des figures

| | |
|---|----|
| Figure 1 : Schéma de fonctionnement du modèle Streambugs 1.0 et de relation entre les différentes variables (source : (Schuwirth, et al., 2013)). | 7 |
| Figure 2 : SQT (Sediment Quality Triad) déterminé pour trois sites d'étude à partir des RTR des trois paramètres mesurés : la contamination (concentration en différents éléments chimiques), la toxicité (mesurée par bio-essais) et l'altération des peuplements (D'après (Chapman, 1987)). | 9 |
| Figure 3 : Equivalences entre les valeurs de l'AMBI et les différents états écologiques définis par la Directive Cadre Eau (d'après (Borja, et al., 2000)). | 11 |
| Figure 4 : (A) Relation entre la classe de l'IBGN (≤ 4 : mauvaise qualité biologique, ≥ 17 : bonne qualité biologique) et la classe de qualité physico-chimique de l'eau de 591 sites diversement impactés. Les carrés sont proportionnels à l'effectif de chaque couple, le cercle noir identifie la valeur moyenne de l'IBGN pour une classe donnée assortie d'un écart-type (trait vertical) ; (B) idem avec séparation des données en zone salmonicole (ou zone amont, n = 241) et zone cyprinicole (ou zone aval, n = 250). Source : (Doledec, 2009). | 13 |
| Figure 5 : Catégories de pression physico-chimique et hydromorphologique considérées dans le développement de l'I2M2 (Mondy, et al., 2012). | 14 |
| Figure 6 : différentes trajectoires possibles d'évolution au cours du temps, du fonctionnement hydromorphologique et du fonctionnement écologique d'un cours d'eau suite à des travaux de restauration (origine des axes). De manière théorique, les types de trajectoires (non exhaustifs) sont valables pour les deux compartiments. Source : (Navarro, et al., Septembre 2012). | 17 |
| Figure 7 : Ce schéma est inspiré du document guide européen « Approche générale de la classification de l'état écologique et du potentiel écologique », ECOSTAT, novembre 2003. | 25 |
| Tableau 1 : Synthèse des différents indices développés dans cette étude. Réalisation personnelle. Erreur ! Signet non défini. | |
| Tableau 2 : Synthèse des indices biologiques via les macroinvertébrés qui permettent d'évaluer une restauration écologique. | 19 |

CITERES

UMR 7324

*Cités, Territoires,
Environnement et
Sociétés*

*Equipe IPA-PE
Ingénierie du Projet
d'Aménagement,
Paysage,
Environnement*



35 allée Ferdinand de Lesseps
BP 30553
37205 TOURS cedex 3

Directeur de recherche :
GREULICH Sabine

Romane Perreaud
Projet de Fin d'Etudes
DA5
2017-2018

Comment évaluation une restauration écologique grâce aux méthodes de bioindication par les macroinvertébrés : approches en France et à l'international.

Résumé :

Le rapport suivant s'articule autour de la thématique des méthodes de bioindication par les macroinvertébrés. Leur rôle principal est de mesurer la réponse des écosystèmes face à des perturbations anthropiques grâce à l'exploitation des indicateurs écologiques. Depuis plusieurs décennies, un grand nombre de cours d'eau français ont vu leurs caractéristiques biologiques (peuplements) et géomorphologiques (géométrie, substrats,...) fortement altérées par des interventions anthropiques diverses. Or, ces caractéristiques écologiques (géomorphologiques et biologiques) conditionnent l'état et le fonctionnement écologique des milieux aquatiques qui se retrouvent donc eux aussi très dégradés. C'est pourquoi la restauration écologique des cours d'eau est l'une des priorités de la Directive Cadre européenne sur l'Eau (DCE). L'utilisation des signatures biologiques des macroinvertébrés est une pratique ancienne pour détecter les impacts des activités humaines dans les milieux aquatiques.

Le but de ce projet de fin d'étude est de réaliser une analyse bibliographique qui renseigne sur les méthodes de bioindication par les macroinvertébrés : en France et à l'international et qui permettent d'évaluer une restauration écologique. La première partie de ce travail dressera un état des lieux des différents travaux, études de cas ou retours d'expériences, documentés dans la bibliographie à l'international puis, en France par rapport aux méthodes de bioindication par les macroinvertébrés. Et afin d'apporter des éléments d'ouverture au sujet, un développement critique sur les différentes techniques recensées et les biais de cette étude seront traités à la fin de cette étude.

Mots Clés : Evaluation, restauration écologique, indices biologique, France, international.