

Utilisation des macroinvertébrés benthiques pour évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières au Québec.



Par
Daphné Touzin
Étudiante en agronomie

En collaboration avec
Michèle Roy, agr.-entom., Ph.D.

Faculté des sciences de l'agriculture et de l'alimentation
Université Laval

28 février 2008

Remerciements

J'aimerais remercier Michèle Roy pour m'avoir encouragée et encadrée durant la rédaction de ce document. Un merci particulier aussi à Lyne Pelletier qui a été pour moi une source importante d'information.

Table des matières

Introduction	4
Chapitre 1 Principales méthodes	6
1.1 Méthodes chimiques.....	7
1.2 Méthodes bactériologiques.....	9
1.3 Méthodes biologiques	11
Chapitre 2 Utilisation des macroinvertébrés benthiques.....	13
2.1 Utilisation en Europe, en Australie et au Québec	14
2.2 Différents types d'indices.....	16
2.3 Effets de la pollution sur les macroinvertébrés benthiques.....	18
2.4 Méthodologie	21
2.4.1 Site d'échantillonnage	21
2.4.2 Prélèvement	22
2.4.3 Limite d'identification.....	24
2.4.4 Explication du tableau et interprétation	25
2.5 Avantages des macroinvertébrés benthiques.....	27
2.6 Inconvénients des macroinvertébrés benthiques	29
Discussion	31
Le choix des macroinvertébrés benthiques	32
Applications possibles.....	32
Limites.....	33
Conclusion.....	34
Bibliographie	35
Ouvrages individuels et collectifs	35
Ressources internet.....	37
Entrevues et courriers électroniques personnel	37

Liste des tableaux et figures

Tableau 1 Les limites des classes de l'Indice de pollution organique (IPO)	7
Tableau 2 Interprétation de la moyenne des classes obtenues dans le tableau précédent	8
Tableau 3 Limites des classes pour l'Indice de qualité microbiologique (IQM)	10
Tableau 4 Interprétation de la moyenne des classes obtenues dans le tableau précédent	10
Figure 1 Spectre écologique vis-à-vis les phosphates.....	17
Figure 2 Données nécessaires pour le calcul d'une valence saprobique.....	17
Figure 3 Circulation de l'eau dans le fourreau d'un trichoptère.	20
Figure 4 <i>Notonecta glauca</i> , Hémiptères.	18
Figure 5 <i>Nepa apiculata</i> , Hémiptères	20
Figure 6 Filet Troubleau. A) Filet avec poignées. B) Cadre en métal tenant le filet conique.....	23
Tableau 6 Classification de la qualité biologique d'un site	25
Tableau 7 Résultats de l'échantillonnage de la rivière Chaudière	26

Liste des annexes

Annexe 1 Tableau standard de détermination de l'Indice biotique belge (IBB).....	38
Annexe 2 Niveau d'identification pratique des unités systématiques.....	40

Introduction

L'eau, source de vie, nous entoure depuis toujours. On la regarde avec indifférence tomber du ciel et parfois même on se permet quelques jurons. On la boit aussi chaque jour sans trop se poser de question. Pour ma part, je suis native de l'Abitibi-Témiscamingue (A-T) et les activités de plein air en relation avec l'eau ont toujours fait partie de ma vie. On retrouve en A-T plus de 20 000 lacs et de nombreuses rivières qui recouvrent 10% du territoire. J'ai passé toute ma jeunesse à parcourir les lacs et les rivières de ma région et je suis heureuse de pouvoir dire que, cet été encore, j'ai découvert de nouveaux lacs! Mais, j'ai aussi découvert qu'un de mes lacs préférés était sur la liste des mises en garde et des avis de santé public reliés aux algues bleu-vert. Quelle déception et quelle angoisse...

« L'accumulation de nutriments dans les cours d'eau est un des problèmes écologiques le plus répandu responsable de la pollution de l'eau douce à l'échelle mondiale » (Camargo et al., 2004). Mais ce n'est là que le début d'une longue liste de problèmes reliés à l'eau. On peut penser à l'assèchement des cours d'eau dans différentes régions du globe dû au réchauffement de la planète, aux problèmes d'érosion des berges reliés aux déboisements excessifs. Pensons également à la destruction des milieux humides dû principalement à l'agrandissement des zones urbaines. Et que dire des inondations subites qui font passer le débit des rivières de quelques mètres cubes seconde à quelques centaines de mètres cubes, ce qui a pour effet de perturber l'habitat de la faune aquatique. On entend aussi parler de baisse du niveau des nappes phréatiques dans certaines zones des États-Unis. Cela est causé par le pompage excessif de l'eau par l'agriculture et les villes, ce qui provoque par la suite un assèchement en surface. On pourrait allonger la liste encore longtemps, mais une chose est sûre, c'est que l'eau est maintenant un enjeu mondial et politique.

Devant l'ampleur du problème, le Québec s'est doté en 2002 d'une politique nationale de l'eau (MDDEP, 2002). Cette politique vise à protéger cette ressource unique, à la gérer dans une perspective de développement durable et ainsi de s'assurer de protéger la santé publique et celle des écosystèmes. Le gouvernement s'est engagé entre autres, à protéger la qualité de l'eau et des écosystèmes aquatiques.

Dans cette perspective, je me suis demandée quelle méthode d'analyse de l'eau pourrait être utilisée au Québec compte tenu du grand nombre de cours d'eau et de l'étendue du territoire québécois. Après avoir exploré les diverses méthodes disponibles, je pose l'hypothèse suivante : l'utilisation des macroinvertébrés benthiques pourrait être adoptée au Québec afin d'évaluer la dégradation de la qualité de l'eau des rivières. Dans le texte qui suit, je ferai d'abord une synthèse des différentes méthodes d'analyse de l'eau en présentant pour chacune les avantages et les inconvénients. Ceci me permettra de confirmer ou d'infirmer mon hypothèse et de discuter le choix d'une méthode pour le Québec, ses applications possibles et ses limites.

Chapitre 1

Principales méthodes

1.1 Méthodes chimiques

Les méthodes chimiques reposent sur la prise d'échantillons d'eau de façon régulière et sur leurs analyses en laboratoire. La prise d'échantillons consiste à effectuer des prélèvements réguliers, soit à chaque heure, à chaque jour, à chaque semaine ou de façon saisonnière ou annuelle. Plus la fréquence d'échantillonnage est élevée plus les résultats sont représentatifs et fiables. On peut analyser différents paramètres, par exemple l'oxygène dissous, la DBO5 (demande biologique en oxygène sur 5 jours), l'ammoniaque, les nitrites, les nitrates, le phosphore et l'oxydabilité. Pour interpréter les résultats obtenus, il existe différents indices. Nous aborderons ici l'Indice de pollution organique (IPO), un exemple parmi d'autres, afin de mieux comprendre le fonctionnement des méthodes chimiques (Leclercq, 2001).

L'IPO a été mis au point en répartissant les valeurs des polluants en cinq classes (tableau 1). Suite à l'analyse des échantillons, on détermine à quelle classe appartient chacun des polluants analysés et ensuite on fait une moyenne (tableau 2). Pour cet indice, il faut obtenir les données pour quatre paramètres, soit DBO5, ammonium, nitrites et phosphates. L'analyse de DBO5 coûte très cher car elle nécessite un appareil dispendieux. Elle est rarement disponible pour les rivières et on peut obtenir la moyenne des classes pour les trois autres paramètres seulement (Leclercq, 2001).

Tableau 1 Les limites des classes de l'Indice de pollution organique (IPO)

Paramètres Classes	DBO5 mg-O₂/l	Ammonium mg-N/l	Nitrites μg-N/l	Phosphates μg-P/l
5	< 2	< 0,1	5	15
4	2 – 5	0,1 – 0,9	6 – 10	16 – 75
3	5,1 – 10	1 – 2,4	11 – 50	76 – 250
2	10,1 – 15	2,5 – 6	51 – 150	251 – 900
1	> 15	> 6	> 150	> 900

Source : Leclercq, 2001

Tableau 2 Interprétation de la moyenne des classes obtenues dans le tableau précédent

Moyenne des classes	Niveau de pollution organique
5,0 – 4,6	Nulle
4,5 – 4,0	Faible
3,9 – 3,0	Modérée
2,9 – 2,0	Forte
1,9 – 1,0	Très forte

Source : Leclercq, 2001

Afin de mieux comprendre les calculs à effectuer, voici un exemple : DBO5, 7 mg–O₂/l = classe 3, ammonium, 0,8 mg-N/l = classe 4, nitrites, 75 µg-N/l = classe 2 et phosphates, 265 µg-P/l = classe 2. Donc, l'IPO = (3 + 4 + 2 + 2) / 4 = 2,8. Il indique une forte pollution organique. Si l'analyse DBO5 n'était pas disponible, l'IPO serait alors 2,7 et le niveau de pollution serait quand même élevé.

En résumé, une analyse chimique est la seule façon de connaître précisément la nature d'un polluant et d'obtenir sa teneur dans l'eau. Par contre, la teneur des polluants présents fluctue considérablement selon la période de l'année et parfois même, elle varie de façon importante au cours d'une même journée. L'analyse chimique n'est qu'un portrait pris à un moment donné et il est important de prendre des précautions si on veut effectuer une surveillance de la qualité de l'eau sur ce type d'analyse très ponctuel. Pour remédier à cet inconvénient, on doit prélever des échantillons à une fréquence plus élevée ou utiliser des échantillonneurs automatiques. Cependant cela fait augmenter les coûts de façon importante (Leclercq, 2001). Au Québec, on utilise l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau (IQBP). « Cet indice est basé sur des descripteurs conventionnels de la qualité de l'eau, tels la demande en oxygène, les matières en suspension, le

phosphore et les coliformes fécaux » (Hébert, 1997). L'IQBP est basé sur l'application de deux méthodes, soit une méthode chimique et une méthode bactériologique. Cela permet d'obtenir un indice qui peut détecter plusieurs formes de pollution, comme les rejets municipaux, les activités agricoles et certains types de rejets industriels. Toutefois les méthodes chimiques et l'IQBP « ne nous renseignent pas sur l'effet de substances toxiques sur les écosystèmes aquatiques, pas plus que sur la perte ou la dégradation d'habitats essentiels au maintien de la vie aquatique » (Hébert, 1997). On doit donc utiliser des méthodes complémentaires, comme un indice biologique, pour en arriver à un diagnostic global (Hébert, 1997).

1.2 Méthodes bactériologiques

Les méthodes bactériologiques ont pour objectif de déterminer la présence dans l'eau de bactéries d'origines fécales pouvant rendre l'eau impropre à la consommation ou à la baignade. Elles permettent aussi d'établir si les bactéries de type décomposeur, naturellement présentes dans les cours d'eau, sont en équilibre dans le milieu et ainsi assurent une bonne remise en circulation des éléments minéraux à partir des organismes morts (Leclercq, 2001).

Les bactéries d'origines fécales sont les plus associées aux problèmes des zones de productions agricoles et donc plus en lien avec l'agronomie. On en distingue deux types. D'abord, les bactéries d'habitat fécal normal et exclusif comme *Escherichia coli* et les streptocoques fécaux, indiquent avec certitude la présence d'une contamination fécale. D'autres bactéries dites « d'habitat non exclusif » peuvent vivre aussi bien dans les matières fécales que dans un milieu extérieur. On retrouve dans cette catégorie *Clostridium* sulfito-réducteurs et les coliformes autres que *E. coli* et *coli* fécaux. Il existe également des bactériophages exclusifs qui apportent une preuve indéniable de

la présence d'une contamination fécale puisqu'ils persistent dans le milieu plus longtemps que les bactéries fécales. On détermine souvent le nombre total de bactéries, mais il est difficile d'interpréter ce chiffre parce qu'il varie beaucoup en fonction des précipitations (Leclercq, 2001).

L'échantillonnage se fait à l'aide de flacons stériles de 500 ml. Les échantillons doivent être réfrigérés pendant le transport et ensemencés le même jour. Prenons l'exemple de l'Indice de qualité microbiologique (IQM). Il consiste, tout comme l'IPO, à déterminer une classe pour un intervalle donné de quantité de bactéries (tableau 3) et par la suite à calculer une moyenne pour déterminer le niveau de contamination (tableau 4), (Leclercq, 2001).

Tableau 3 Limites des classes pour l'Indice de qualité microbiologique (IQM)

Classes	Bactéries Totales/ml	Coliformes fécaux/ml	Streptocoques fécaux/ml
5	< 2 000	< 100	< 5
4	2 000 – 9 000	100 -500	5 – 10
3	9 000 – 45 000	500 – 2 500	10 – 50
2	45 000 – 360 000	2 500 – 20 000	50 – 500
1	> 360 000	> 20 000	> 500

Source : Leclercq, 2001

Tableau 4 Interprétation de la moyenne des classes obtenues dans le tableau précédent

IQM	Contamination fécale
4,3 – 5,0	Nulle
3,5 – 4,2	Faible
2,7 – 3,4	Modérée
1,9 – 2,6	Forte
1,0 – 1,8	Très forte

Source : Leclercq, 2001

L'échantillonnage est rapide et simple. Il ne nécessite que des flacons stériles et une perche s'il se fait à partir d'un pont ou d'un bord de rivière escarpé. Les analyses d'échantillons se font habituellement dans des laboratoires spécialisés et coûtent chères. Pour minimiser ces coûts, il existe sur le marché des « kits » d'analyse simples et rapides. Ils permettent de détecter soit la présence ou l'absence des germes fécaux (méthode qualitative), soit d'en déterminer le nombre le plus probable (méthode semi-quantitative). Le niveau de contamination est étroitement lié à plusieurs paramètres comme le débit, le lessivage et le moment du prélèvement. Tout comme dans le cas des analyses chimiques, les analyses bactériologiques ne sont, encore une fois, qu'une photo d'un instant précis. Ces méthodes n'ont malheureusement pas d'effet intégrateur, puisque les bactéries d'origine fécale sont destinées à mourir graduellement si la rivière n'est pas à une température adéquate pour leur développement. C'est pourquoi, il faut déterminer adéquatement les périodes d'échantillonnage et répéter l'exercice plusieurs fois durant au moins un an afin d'obtenir des résultats représentatifs de la réalité, ce qui fait augmenter les coûts (Leclercq, 2001).

1.3 Méthodes biologiques

Les méthodes biologiques reposent sur l'utilisation de bioindicateurs dans les milieux aquatiques. Un bioindicateur est composé d'une espèce ou d'un groupe d'espèces qui nous renseigne sur les modifications biotiques ou abiotiques d'un cours d'eau et donc sur les variations de différents facteurs du milieu. Ces modifications peuvent faire diminuer ou augmenter le niveau de la population du bioindicateur selon qu'ils affectent positivement ou négativement différents paramètres de vie de ces organismes au niveau comportemental, morphologique, tissulaires ou physiologique. Par exemple, une altération de la physiologie de la reproduction d'un organisme choisi comme bioindicateur pourrait résulter en une diminution de sa population. Un bon

bioindicateur doit avoir des exigences écologiques très spécifiques afin qu'on puisse faire un lien direct entre sa présence / absence et une particularité environnementale (Leclercq, 2001; Wikipédia, 2007).

Lors de l'utilisation des méthodes biologiques, on peut faire appel à plusieurs types de bioindicateurs comme les diatomées, les macrophytes, les macroinvertébrés benthiques et les poissons. Les diatomées sont des algues microscopiques pourvues d'un squelette siliceux sur lequel est basé leur identification. Elles forment une couche gélatineuse sur les roches immergées et on les retrouve dans tous les milieux, qu'ils soient sombres ou éclairés, propres ou pollués. De plus, elles sont très sensibles à la pollution azotée et phosphorée. Le calcul d'un indice de diatomées est réalisé à partir de l'identification jusqu'au niveau de l'espèce et du comptage des diatomées présentes. Pour identifier les diatomées jusqu'à l'espèce, il faut effectuer leur prélèvement en rivières, les traiter en laboratoire et les monter sur des lames de microscope. Il faut également utiliser des clés d'identification spécialisées et avoir préalablement suivi une formation de quelques mois en identification. Il faut donc être spécialisé dans ce domaine et posséder les bons outils de travail pour pouvoir utiliser cette méthode. Les indices diatomiques ont l'avantage d'être fiables et précis, puisque les diatomées sont très sensibles aux polluants et peu influencées par les autres facteurs externes comme le type de substrats. La capacité intégrative des diatomées a été démontrée et permet donc d'obtenir une bonne estimation à partir d'un seul prélèvement par an alors que le prélèvement chimique doit être répété (Leclercq, 2001). Les macrophytes sont des végétaux de grande taille qui peuplent les écosystèmes aquatiques, et la famille des salmonidés est un bon exemple de bioindicateur puisque ces poissons (ex. truite mouchetée) sont sensibles au manque d'oxygène. En ce qui concerne les macroinvertébrés benthiques, ils seront traités tout spécialement dans le chapitre qui suit, puisqu'ils constituent le sujet principal de ce séminaire.

Chapitre 2

Utilisation des macroinvertébrés benthiques

Les macroinvertébrés benthiques sont des organismes qui vivent dans le fond d'un cours d'eau ou qui ne s'en éloignent que de peu durant la majeure partie de leur vie. Dépourvus de colonne vertébrale, ils sont visibles à l'œil nu. On retrouve dans cette catégorie les larves d'insectes aquatiques, quelques insectes aquatiques adultes, les crustacés, les mollusques et les vers. Les principaux ordres d'insectes aquatiques appartenant à cette catégorie d'organismes sont les suivants : Éphémères, Plécoptères, Trichoptères, Diptères, Coléoptères, Mégaloptères, Hémiptères, Odonates et Lépidoptères (Gagnon et Pedneau, 2006). Au cours de ce séminaire, je traiterai des insectes aquatiques puisqu'ils représentent près de 95% de tous les macroinvertébrés présents en zone lotique (Lee et al. 2006).

2.1 Utilisation en Europe, en Australie et au Québec

Très utilisés en Europe, les macroinvertébrés sont au cœur de plusieurs méthodes normalisées et reconnues par les gouvernements. La plupart de ces méthodes dérivent du premier indice biotique élaboré par Verneaux & Tuffery (1967). Verneaux a par la suite apporté quelques modifications à son premier ouvrage, en 1976, avec l'Indice de qualité biologique globale (IQBG) et en 1982 avec l'Indice biologique global (IBG) maintenant appelé l'Indice biologique global normalisé (IBGN), (Leclercq, 2001). En Belgique, l'Indice biotique belge (IBB) a été approuvé par l'Institut Belge de Normalisation comme méthode standard pour l'évaluation des milieux aquatiques. L'IBB a été élaboré en combinant deux indices biotiques, soit l'indice de Woodiwiss et celui de Tuffery & Verneaux (Guérard, 2003). En France, l'IQBG est normalisé, (DIREN, 2006). L'Australie s'est pour sa part dotée en 1992 d'une stratégie nationale pour la gestion de la qualité de l'eau (Chessman, 1995), et depuis le début des années 90', les macroinvertébrés sont couramment utilisés pour l'évaluation environnementale et la surveillance des rivières du pays (Metzeling et al. 2003).

Au Québec, le ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs (MDDEP) a développé, lui aussi, un indice basé sur l'échantillonnage de macroinvertébrés benthiques. De 1989 à 2000, il a réalisé un suivi des grandes rivières du Québec à l'aide de la technique Hester-Dendy, laquelle consiste à prélever des échantillons à l'aide de substrats artificiels. Depuis 2003, le MDDEP travaille activement au développement d'un indice multimétrique pour l'évaluation rapide des petits cours d'eau. Ce type d'indice comprend un ensemble de variables transformées en scores. D'après Camargo et al.(2004), cette technique fournit une analyse intégrée de la macro-communauté de fond en estimant plusieurs données métriques représentant des aspects structurels et fonctionnels de la communauté, de même que la tolérance des MIB face à la pollution. Les données métriques les plus utilisées sont la diversité, la richesse, les espèces dominantes, le pourcentage des groupes taxonomiques et trophiques et un indice biotique pour la tolérance (Camargo et al., 2004; Pelletier, 2007). Les scores sont additionnés pour ensuite être comparés à un site de référence, ce qui permettra l'interprétation du degré de dégradation du cours d'eau. D'ici 2008, ce nouvel indice devrait être disponible pour le grand public. Par contre, il faudra par la suite adapter cet indice aux particularités des différentes régions du Québec. Le MDDEP a déjà beaucoup de données pour le secteur des basses terres du St-Laurent jusqu'à Montréal. En 2006, le Comité de valorisation de la rivière Beauport (CVRB) en collaboration avec le MDDEP ont également mis sur pied un projet pilote de surveillance volontaire des petits cours d'eau. Le but de ce projet est de permettre aux organismes qui le désirent d'évaluer l'état de santé globale d'un cours d'eau. Le CVRB s'occupe de donner des formations aux personnes et aux organismes désirant participer à cette surveillance volontaire. Les formations sont offertes en juin et à l'automne, avant l'échantillonnage, et le nombre de places est limité, il faut donc réserver si on désire y participer. De plus, les données recueillies pourront servir par la suite à améliorer l'indice qui sera développé par le MDDEP. Les régions qui participent activement auront donc plus de chance d'avoir un indice adapté aux particularités de leur

région. Pour le moment, très peu de données ont été prises en Abitibi-Témiscamingue, sur la Côte-Nord, en Gaspésie et en Outaouais. Le Québec en est à ses débuts dans ce domaine, cependant une équipe dynamique est en place et un indice multimétrique sera bientôt disponible (Pelletier, 2007).

2.2 Différents types d'indices

Selon leur mode de fonctionnement, on peut diviser les indices en deux types : saprobique et biocénotique. D'abord, les indices saprobiques sont basés sur la description des exigences écologiques des espèces face à différents polluants. On attribue à chaque espèce une valence saprobique, qui quantifie sa sensibilité face à la pollution organique et une valeur indicatrice qui pondère l'indice en déterminant si l'espèce est une bonne indicatrice ou non. De plus, l'identification doit absolument être faite jusqu'à l'espèce. La figure qui suit (1) illustre l'exemple d'un spectre écologique vis-à-vis des phosphates. L'espèce 4 a une valeur saprobique de 5 (très sensible aux phosphates) et une valeur indicatrice de 5 (très bonne indicatrice) puisque sa population passe de très abondante pour une concentration de 15 µg-P/l, à très faible pour une concentration de plus de 900 µg-P/l. Pour calculer la valence saprobique il faut multiplier le pourcentage d'abondance relative par la classe de qualité qui lui correspond, on les additionne ensuite et finalement on divise par 100. À l'aide de la figure 2, voici un exemple pour l'espèce 1 : $((5 \times 65) + (4 \times 20) + (3 \times 10) + (2 \times 5) + (1 \times 0)) / 100 = 4,45$. De plus, pour fins d'interprétation, des groupes sont définis pour chaque intervalle de valence saprobique entre 1 et 5. Chaque groupe est associé à une catégorie de sensibilité allant de très sensible à très résistante à la pollution organique. L'indice diatomique est basé sur ce concept (Leclercq, 2001).

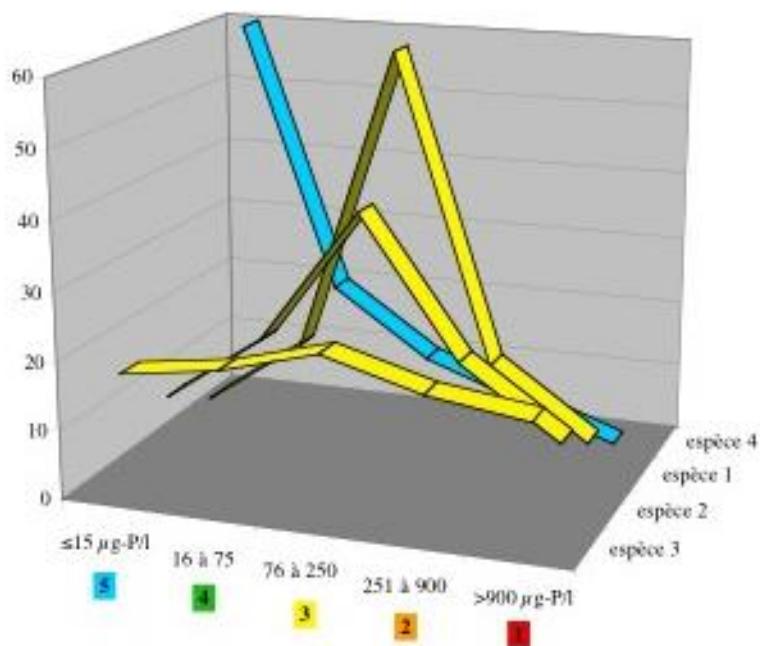


Figure 1 Spectre écologique vis-à-vis les phosphates

Source : Leclercq, 2001.

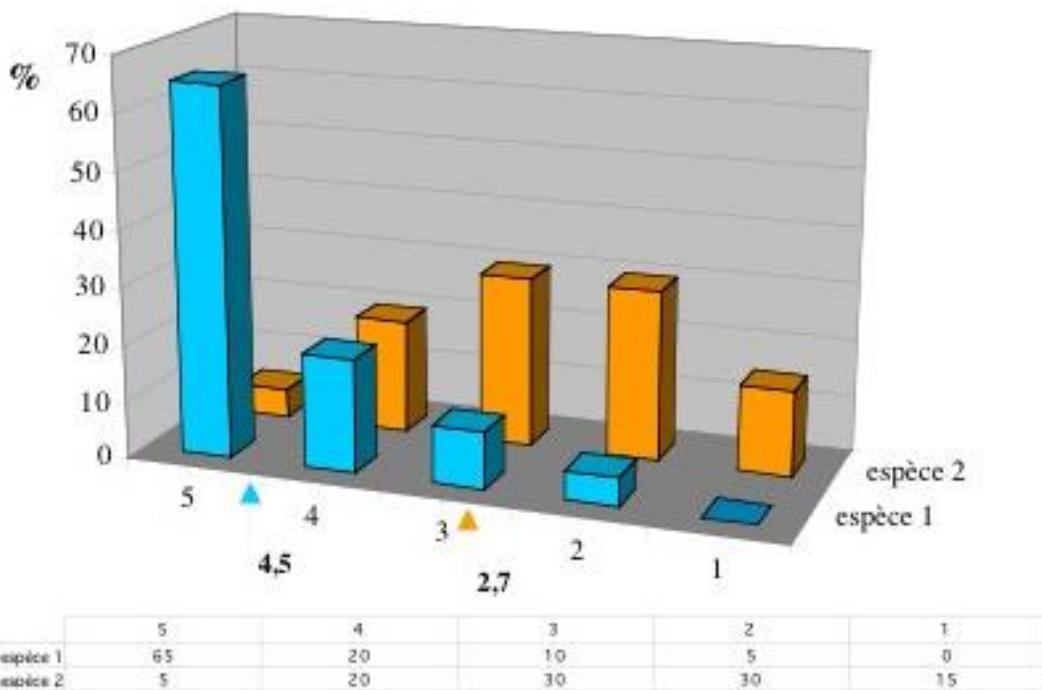


Figure 2 Données nécessaires pour le calcul d'une valence saprobique

Source : Leclercq, 2001.

Le deuxième type d'indice est l'indice biocénotique. Le niveau d'identification varie selon le groupe d'organisme et chaque groupe taxonomique identifié (ex famille) est appelé « unité systématique ». Cet indice est basé sur des tableaux à double entrée. On retrouve à la verticale, dans la première colonne, les organismes qui sont classés en groupes faunistiques selon leur sensibilité envers la pollution. Les colonnes de droite correspondent à la variété du peuplement et donc au nombre total d'unités systématiques présentes. Dans ce type d'indice, il n'est pas nécessaire d'effectuer un comptage au-delà de trois individus (Leclercq, 2001). Voir à l'annexe 1 le tableau standard de détermination de l'Indice biotique belge qui est un bon exemple de tableau à double entrée.

2.3 Effets de la pollution sur les macroinvertébrés benthiques

« La structure des communautés de macroinvertébrés benthiques est souvent utilisée comme indicateur des effets de l'activité humaine sur les écosystèmes des cours d'eau, et pour fournir une foule d'informations sur la qualité de l'eau et de l'habitat » (Woodcock et Huryn, 2007). On peut les utiliser pour identifier plusieurs types de pollution, comme la pollution organique, métallique, de même que pour détecter une acidification du milieu (Camargo et al., 2004). Leur utilisation repose essentiellement sur l'évaluation de données concernant leur façon de se nourrir, de se reproduire et d'exploiter leur habitat (Camargo et al., 2004). L'objectif de l'élaboration d'un indice à partir des MIB est de pouvoir relier les résultats à un niveau de pollution ou de dégradation d'un cours d'eau. Pour élaborer un indice, il faut d'abord connaître le degré de sensibilité ou de tolérance des MIB face à divers polluants. Il est déjà bien connu que les Plécoptères, les Trichoptères à fourreau et les Éphéméroptères sont les groupes les plus sensibles aux polluants. Ils ont besoin d'une eau bien oxygénée et peu polluée à une température assez fraîche. Au contraire, les Tubificidées, les Chironomidées et les Syrphidées sont les groupes les plus tolérants. Ils peuvent vivre dans une eau

peu oxygénée avec une bonne quantité de polluant à une température plus élevée. Si on observe une abondance de ces espèces et une absence des espèces sensibles, on peut en conclure que l'eau est de mauvaise qualité. Par exemple, si les bandes riveraines ont été détruites par l'activité humaine, la température du cours d'eau augmente, le niveau d'oxygène baisse et la quantité de débris végétaux diminue, ce qui a pour effet de favoriser les espèces tolérantes (De Pauw et Vanhooren, 1983; Camargo et al. 2004; Peterson, 2006).

La pollution organique est intéressante à étudier, puisque les sédiments et la matière organique ont une grande surface d'adsorption ce qui leur confère une affinité envers la plupart des polluants. Comme les macroinvertébrés benthiques vivent en relation intime avec les sédiments, ils subissent de façon plus importante une pollution de ceux-ci. Certains vont, selon leur régime trophique, consommer de façon importante des sédiments pollués et ils seront ainsi exposés à une plus grande quantité de polluant que tout autre organisme se trouvant uniquement dans la colonne d'eau au dessus d'eux (Woodcock et Huryn, 2007). D'autres seront affectés selon leur configuration physique. Par exemple, comme vous pouvez le voir sur l'image 3, les larves des trichoptères à fourreau ont des branchies filamenteuses sur leurs segments abdominaux qu'ils protègent en se construisant un fourreau à l'aide de débris végétaux ou minéraux. Lorsqu'il y a pollution organique, les particules entrent dans le fourreau et empêchent ainsi une circulation adéquate de l'eau ce qui réduit les échanges d'oxygène entre l'eau et l'hémolymphe du trichoptère. À l'opposé, les hémiptères aquatiques (image 4-5) sont très résistants à la pollution organique, puisqu'ils respirent directement à la surface de l'eau à l'aide de tube respiratoire situé à l'extrémité de leur abdomen (Borror et White, 1999). Les polluants peuvent avoir des effets létaux ou sous-létaux. Les effets létaux cause la mort des MIB. « Les effets sous-létaux ont plutôt comme conséquence une réorientation de l'énergie qui servait à la base pour l'alimentation et la croissance des MIB vers des

mécanismes de tolérance, comme une augmentation du coût métabolique de la respiration» (Woodcock et Huryn, 2007). Les MIB nous permettent donc d'obtenir une foule de renseignements sur les rivières, puisqu'ils ont différents régimes trophiques et qu'ils ont des métabolismes et des configurations physiques très variés, ce qui leur permet d'intégrer une panoplie de facteurs environnementaux et ainsi de nous informer sur l'état de la qualité de l'eau des rivières.

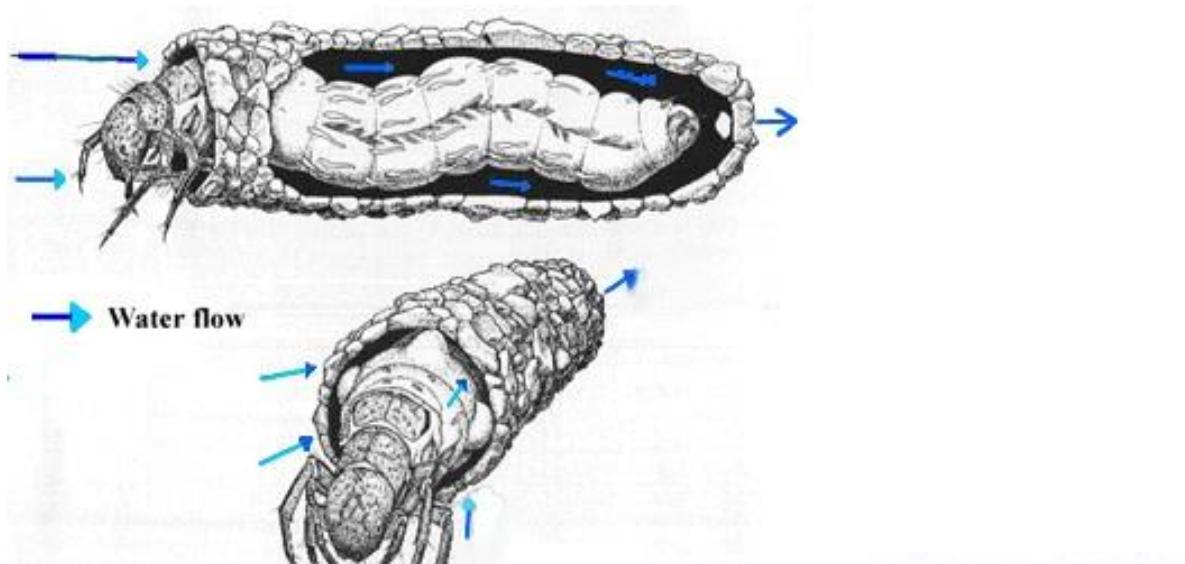


Figure 3 Circulation de l'eau dans le fourreau d'un trichoptère.



Figure 4 *Notonecta glauca*, Hémiptères.

Source : Wikipédia, 2007-b.



Figure 5 *Nepa apiculata*, Hémiptères

Source : Dubuc, 2002.

2.4 Méthodologie

Dans cette section, il sera surtout question de l'Indice biotique belge (IBB). Je ferai également quelques parallèles avec la méthode d'évaluation rapide qui est présentement en développement au Québec.

2.4.1 Site d'échantillonnage

Tout d'abord, il faut choisir méticuleusement les sites d'échantillonnages puisque la faune varie en fonction de l'habitat dans lequel on la retrouve. À chaque site, il faut échantillonner plusieurs types d'habitats, puisque les perturbations ne se font pas sentir partout de la même façon. Par exemple, une pollution organique qui s'accompagne d'une accumulation de sédiments affectera d'une façon plus importante la faune qui se trouve dans une zone à débit lent où les sédiments auront tendance à se déposer. Il faut donc pour chaque site, échantillonner tous les types d'habitats majeurs qu'on y retrouve et être constant pour tous les sites d'une même rivière. Un échantillonnage qui ne tiendrait pas compte du type d'habitat pourrait conduire à une interprétation erronée qui attribuerait les changements observés dans la population de MIB à une perturbation humaine plutôt qu'au changement de type d'habitat (Metzeling et al. 2003).

Par exemple, si nous suspectons une source de pollution dans une zone de rivière, il faut effectuer des prélèvements en amont et en aval de cette zone (ce sera considéré comme une série d'échantillonnage). Les échantillons pris en amont serviront de référence pour évaluer l'état de la dégradation de ceux qui sont pris en aval. On peut retrouver dans les rivières deux types principaux de zones, soit lentique et lotique. Une zone lentique correspond à un courant très lent ou nul. Tandis qu'une zone lotique correspond à une eau courante. Il faut identifier correctement ces deux types de

zones pour les comparer séparément puisque les populations de MIB qu'on y retrouve sont différentes. Dans les zones d'eau peu profonde, il faut s'assurer que la végétation soit bien aquatique, puisque l'eau doit être présente durant tout l'été et non seulement durant l'échantillonnage. De plus, il est préférable d'éviter la présence de rapide dans une série d'échantillonnages, car cela a pour effet de brasser l'eau, ce qui favorise la présence d'oxygène. « Et dans le cas d'un problème de pollution organique, l'oxygène présent permet à la matière organique de se décomposer plus rapidement et cause parfois un rétablissement rapide de la qualité de l'eau » (Baker, 2007). Un tel phénomène peut apporter une fausse conclusion de bonne qualité de l'eau si le problème se situe en amont du rapide. Il convient donc de prendre en note plusieurs aspects de l'habitat pour faciliter l'interprétation, « comme la nature du fond, la profondeur et la largeur de la rivière, la vitesse du courant, la nature de la végétation environnante et la présence de perturbation humaine » (De Pauw et Vanhooren, 1983).

2.4.2 Prélèvement

Le prélèvement est une étape cruciale, puisque toutes les étapes qui suivent et qui mènent finalement à une conclusion sur le degré de dégradation de la rivière reposent sur la fiabilité et la représentativité des échantillons recueillis. « Le but de l'échantillonnage est donc de rassembler la diversité la plus représentative de macroinvertébrés et ce pour chaque station examinée » (De Pauw et Vanhooren, 1983). Selon les méthodes, l'échantillonnage se fait soit durant un nombre de minutes fixes avec un nombre de coups de filets réguliers, ou soit jusqu'à ce qu'on ait atteint une quantité de spécimens prédéterminée, mais l'important est que l'échantillonnage soit fait de façon uniforme pour tous les sites et conformément au protocole qui a été établi lors de l'élaboration de l'indice qui sera utilisé pour déterminer le degré de dégradation. Dans la méthode de l'Indice biotique belge, on effectue les prélèvements à l'aide d'un filet Troubleau (figure 6) dont la dimension des mailles varie

de 300 à 500 µm, qu'on place à contre courant. Pour que l'échantillonnage soit réussi, il faut effectuer une collecte active et intensive. On imagine devant le filet une surface d'un pied carré dans lequel on concentre l'effort d'échantillonnage durant 3 à 5 minutes. Il faut brasser les substrats inférieurs (roches, sable, boue...) avec les mains en eau peu profonde ou avec les pieds en eau plus profonde et il faut explorer la végétation et tous les débris qui flottent ou qui sont submergés pour y déceler les MIB qui pourraient y être restés accrochés. Les gros spécimens sont cueillis directement à la main pour être ajoutés à l'échantillon. On effectue trois coups de filet sur une longueur de 10-20 m de rivière (De Pauw et Vanhooren, 1983). Au Québec, on privilégie plutôt un échantillonnage de 20 coups de filet d'une durée de 30 secondes chacun sur une longueur de 100 m de rivière. Et l'échantillonnage ne comprend pas les débris présents dans la zone, parce que les chercheurs ont déterminé qu'ils apportaient trop de variabilité.

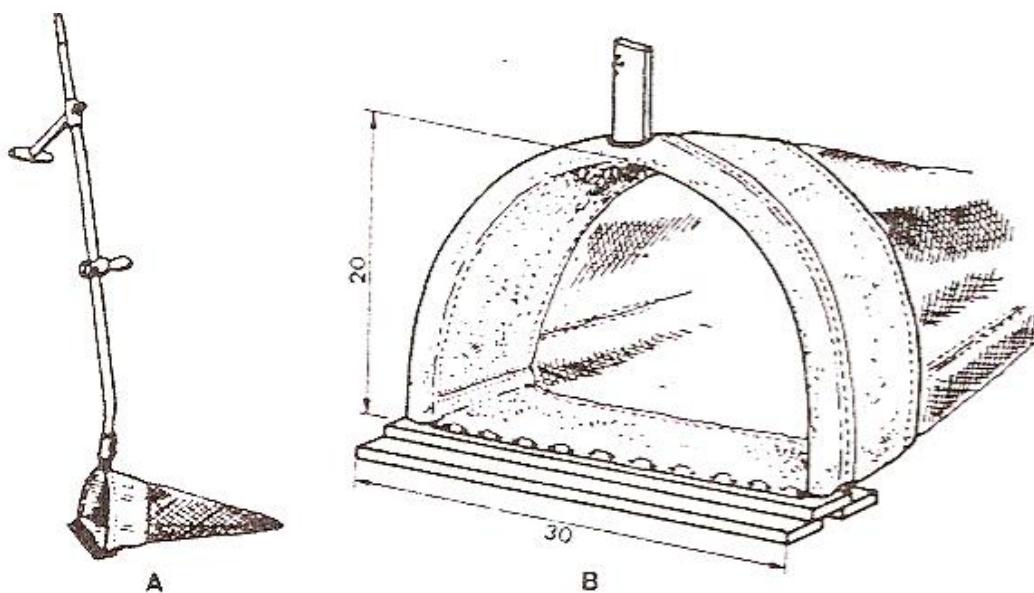


Figure 6 Filet Troubleau. A) Filet avec poignées. B) Cadre en métal tenant le filet conique
Source : De Pauw et Vanhooren, 1983.

2.4.3 Limite d'identification

L'identification des spécimens est réalisée en laboratoire à l'aide d'un stéréomicroscope (10 à 50X). Le but de l'identification est de déterminer la quantité de classes systémiques présentes dans l'échantillon (diversité), et la présence des groupes taxonomique les plus sensibles (Pauw et Vanhooren, 1983). Le niveau d'indentification varie en fonction du niveau de précision qui s'avère le plus pratique. À l'annexe 2, on retrouve les niveaux d'identification utilisés dans l'Indice biotique belge. Par exemple, les Chironomidae sont divisés en deux groupes et l'identification est faite jusqu'au genre *Thummi-plumosus* puisqu'il offre une tolérance différente des autres membres de cette famille face à la pollution (De Pauw et Vanhooren, 1983). Bien que l'indentification jusqu'à l'espèce est souhaitable et permet une analyse plus pointue de la situation de la rivière, pour l'IBB et la méthode québécoise, l'identification jusqu'au niveau de la famille et du genre s'avère suffisante. C'est un bon compromis entre la précision de l'information et les coûts reliés au personnel qualifié et au temps requis pour arriver à une identification fiable jusqu'à l'espèce. Limiter l'identification à un niveau pratique permet de limiter les erreurs dues à la variation de la qualification du personnel et augmente ainsi l'efficacité de l'évaluation biologique (Pauw et Vanhooren, 1983). Au Québec, le MDDEP vient tout juste de publier en 2006, un guide d'identification des MIB adapté à notre province. Le guide s'intitule : "Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec", et s'adresse à des personnes non spécialisées (voir 1). Le niveau d'indentification requis, qui est majoritairement la famille ou le genre, offre donc la possibilité d'utiliser les MIB de façon efficace, fiable et peu coûteuse afin de déterminer le degré de dégradation de l'eau des rivières du Québec.

1 : http://www.mddep.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/index.htm

2.4.4 Explication du tableau et interprétation

Comme mentionné dans la section 2.2, l'Indice biotique belge utilise un tableau à double entrée (annexe 1). L'indice biotique correspond au chiffre qui se situe au croisement de la ligne du groupe faunistique le plus sensible et la colonne qui correspond au nombre total d'unités systématiques présentes dans ce groupe. L'IBB « combine une mesure quantitative de diversité avec une mesure qualitative basée sur la présence ou l'absence des macroinvertébrés polluosensibles » (Guérard, 2003). Pour interpréter les données recueillies dans le tableau de l'IBB, en terme de degré de pollution pour chaque site, on entre l'indice biotique dans le tableau qui suit (6). Donc les points les plus élevés sont associés aux groupes faunistiques les plus sensibles et l'indice qui en découle donne un niveau de pollution de l'eau peu élevé. Contrairement à un pointage faible qui nous informe de la présence de MIB résistants à la pollution et donc d'une eau variant de polluée à excessivement polluée.

Tableau 6 Classification de la qualité biologique d'un site

Classes	Indice	Niveau de pollution
I	10 – 9	Peu ou pas pollué
II	8 – 7	Peu pollué
III	6 – 5	Pollué, situation critique
IV	4 - 3	Très pollué
V	2 – 0	Excessivement pollué

Source : De Pauw et Vanhooren, 1983.

Par la suite, pour savoir s'il y a dégradation de la qualité de l'eau entre deux sites échantillonnés, il faut entrer les données recueillies dans la formule suivante et qu'au moins un des indices biotiques soit ≤ 5 :

$$\frac{(I_{aval} - I_{amont}) + (II_{aval} - II_{amont})}{2} \geq | 2 |$$

Si le résultat est négatif, donc ≤ -2 , on peut conclure qu'il y a dégradation de la qualité de l'eau entre le site en amont et celui en aval. Afin de mieux comprendre, prenons l'exemple de la rivière Chaudière (tableau 7) qui a été échantillonné par les étudiants du programme de techniques d'inventaire et recherches en biologie du cégep Sainte-Foy (Baker, 2007). I et II correspondant aux zones lenticques et lotiques.

$$\frac{(8 - 9) + (4 - 7)}{2} = -2$$

Comme au moins un des quatre indice est plus petit que 5 et que la formule donne un résultat de – 2, on peut conclure qu'il y a une dégradation de la qualité de l'eau entre la station située en amont et celle située en aval.

Tableau 7 Résultats de l'échantillonnage de la rivière Chaudière

No station	Groupe Faunistique Supérieur	Nbre d'unité systématique	Nbre total d'unité systématique	Indice biotique	Niveau de pollution
Ic amont	Plécoptères	2	13	9	Peu ou pas pollué
Ic aval	Trichoptères	3	12	8	Peu pollué
II amont	Trichoptères	1	11	7	Peu pollué
II aval	Éphéméroptères	2	5	4	Très pollué

Source : Baker, 2007.

2.5 Avantages des macroinvertébrés benthiques

- a) Les macroinvertébrés benthiques sont présents et abondants dans tous les types de cours d'eau, petits ou grands (Chessman, 1995; Camargo et al., 2004; Pelletier, 2007). On peut donc les échantillonner sur l'ensemble du territoire québécois.
- b) Ce sont des organismes vivants qui intègrent plusieurs composantes du milieu, comme l'habitat et les contaminants, puisqu'ils ont une durée de vie assez longue pouvant varier de quelques mois à deux ou trois ans (Camargo et al., 2004; Pelletier, 2007). Contrairement aux analyses chimiques, on peut détecter à l'aide des macroinvertébrés benthiques des perturbations qui ont eu lieu même si elles ne sont plus présentes au moment de l'échantillonnage (Chessman, 1995). Les analyses chimiques requièrent un grand nombre d'échantillons durant une longue période de temps pour être vraiment représentatives. À l'opposé, dans plusieurs cas une seule campagne d'échantillonnage de MIB, soit à l'été ou à l'automne, permet d'évaluer avec justesse l'état de la qualité de l'eau d'une rivière. Les macroinvertébrés benthiques reflètent donc de façon significative la dégradation des rivières, autant au niveau d'une pollution organique que chimique (De Pauw et Vanhooren, 1983).
- c) Ils jouent un rôle important dans la chaîne alimentaire aquatique, puisqu'ils sont la source principale de nourriture pour plusieurs poissons, insectes et amphibiens. Ils doivent donc être présents en quantité suffisante et avec une diversité importante pour maintenir l'écosystème des rivières en équilibre, fonctionnel et en santé (Chessman, 1995). Par exemple, les trichoptères, surtout au stade immature, et les Éphéméroptères sont une source importante de nourriture pour de nombreux poissons d'eau douce. Les Odonates jouent pour leur part un rôle important au niveau du contrôle des populations de moustiques, de moucherons et autres petits insectes qu'ils consomment

abondamment tout au long de leur vie (Borror et White, 1999). Les MIB sont donc un élément clé de l'équilibre des écosystèmes aquatiques et même plus, puisque plusieurs espèces se déplacent hors de l'eau pour vivre leur stade mature.

- d) Les MIB sont relativement sédentaires, ce qui en fait des bons témoins des conditions locales (Camargo et al., 2004; Pelletier, 2007). Contrairement aux poissons qui peuvent fuir une source de pollution, les macroinvertébrés restent exposés aux problèmes qui peuvent survenir dans leur environnement, ce qui peut modifier leur physiologie, leur comportement, leur morphologie, leurs tissus et leur taux de survie.
- e) Les macroinvertébrés benthiques comprennent un grand nombre de taxons dont plusieurs ont un degré de tolérance connu ce qui facilite l'interprétation des données recueillies. De plus, le grand nombre de taxon existant leur permet de couvrir un large spectre de réponse. Différentes sources de pollution et de dégradation des cours d'eau peuvent donc être détectées grâce à eux (Chessman, 1995; Camargo et al., 2004; Pelletier, 2007).
- f) Ils sont utilisés dans plusieurs pays depuis bon nombre d'années. Il existe donc plusieurs guides d'indentification et leurs exigences écologiques sont assez bien connues (Camargo et al., 2004; Pelletier, 2007). De plus, un guide a récemment été développé pour l'indentification des MIB d'eau douce au Québec, ce qui facilite leur utilisation par des personnes non spécialisées qui désirent apporter leur contribution à l'évaluation de la qualité de l'eau des rivières. Cet aspect est non négligeable compte tenu du grand nombre de rivières retrouvé sur notre territoire.

g) Leur taille est adéquate pour l'échantillonnage et l'identification. Ils sont pour la plupart assez gros pour être observé directement au site d'échantillonnage. Ils ne sont toutefois pas trop gros, ce qui permet de les cueillir, de les transporter et de les conserver en grande quantité avec un équipement simple et léger (Chessman, 1995).

2.6 Inconvénients des macroinvertébrés benthiques

a) La qualité des échantillons recueillis et de l'identification des spécimens est reliée à la compétence du personnel, ce qui peut influencer le degré d'efficacité de la méthode. Une étude réalisée en Australie (Metzeling et al. 2003) a comparé les résultats obtenus suite à la récolte et à l'identification des macroinvertébrés par des étudiants universitaires (novices) et des experts. Cette étude a démontré clairement qu'il y a une différence de dextérité entre les novices et les experts. Les novices font des erreurs d'identification surtout au niveau de la famille et ils ratent tous les spécimens minuscules et immobiles. Par contre, l'amélioration est rapide s'ils sont encadrés dès le début par du personnel compétent qui corrige rapidement et à répétition les erreurs d'identification et qui leur donnent plusieurs trucs pour repérer les petits spécimens durant l'échantillonnage. Lors de cette étude, les étudiants universitaires avaient des connaissances de base en biologie, ils avaient des laboratoires d'identification bien équipés et du personnel compétent à leur disposition. Même avec tout cela, ils ont quand même fait des erreurs. Dans une optique de surveillance volontaire, comme le projet pilote instauré au Québec, il faudra que ceux qui désirent y participer de manière bénévole soient formés, avec à leur tête des personnes qui ont des connaissances dans ce domaine. Ces groupes permettront donc aux bénévoles d'acquérir de la dextérité année après année et ainsi d'augmenter le niveau de validité des données recueillies.

b) Comme ils intègrent plusieurs composantes de leur milieu, il peut être difficile de trouver la cause spécifique d'un problème (Pelletier, 2007). Il faut, entre autres, porter une attention particulière afin de déterminer correctement les types d'habitats échantillonnés, afin de permettre une interprétation adéquate des résultats obtenus. Si une méthode rapide a permis la détection d'une zone de dégradation de la qualité de l'eau, il faut ensuite poursuivre avec une étude plus approfondie afin de trouver la source du problème.

c) Pour pouvoir mettre sur pied des indices biotiques et pour pouvoir traduire de façon fiable les résultats en degré de pollution, il faut posséder une bonne banque de référence. Ce qui n'est pas le cas présentement au Québec. La majorité de l'information disponible est concentrée dans le secteur des basses terres du St-Laurent jusqu'à Montréal. Il serait donc important de commencer à effectuer une collecte d'informations dans les régions périphériques comme l'Abitibi-Témiscamingue, sur la Côte-Nord, en Gaspésie et en Outaouais. On peut facilement déterminer s'il y a une dégradation entre deux zones d'une rivière sans posséder de sites de référence. Mais si on veut interpréter avec certitude un indice en degré de pollution, il faudra posséder des données d'un nombre suffisant de sites de référence qui ne sont pas perturbés ou pollués.

Discussion

Le choix des macroinvertébrés benthiques

Compte tenu des multiples avantages que comporte l'utilisation des macroinvertébrés benthiques, j'en conclus qu'il est pertinent et adéquat de les utiliser pour évaluer l'état de dégradation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau des rivières du Québec. Il est, selon moi, plus prudent d'aborder un problème aussi important que celui de la surveillance de l'eau, à partir d'une approche globale plutôt que d'une approche ponctuelle comme une analyse chimique, par exemple. L'utilisation des macroinvertébrés benthiques permet une telle approche, puisque ce sont des organismes vivants qui intègrent les éléments de leur milieu. De plus, en tenant compte de l'importance des superficies aquatiques présentes sur notre territoire, il faut envisager le recours à des méthodes d'évaluation rapides afin de diminuer les coûts et d'augmenter les superficies évaluées à chaque année.

Applications possibles

L'utilité des macroinvertébrés benthiques est de deux ordres. On peut les utiliser pour effectuer une étude quantitative en les identifiant jusqu'au niveau de l'espèce. Ceci est utile lorsqu'on veut connaître précisément l'impact d'un projet d'envergure ou lorsqu'on s'inquiète de la conservation d'une espèce rare. D'autre part, on peut aussi les utiliser dans le cadre d'une d'évaluation rapide qui demande un niveau d'identification moins précis. Ceci est utile lorsqu'on veut obtenir un portrait général de la santé des écosystèmes aquatiques d'un grand territoire et détecter la présence de sites plus perturbés. On peut par la suite effectuer une étude plus détaillée afin de trouver les causes de la dégradation et y remédier (Chessman, 1995 ; Pelletier, 2007). On peut aussi utiliser l'évaluation rapide à l'aide des MIB pour vérifier l'efficacité d'un projet de restauration des berges par exemple,

en effectuant une évaluation avant et après le projet. Cette dernière approche s'avère utile dans le cadre des projets réalisés au niveau des bassins versants.

Limites

Cependant l'utilisation des macroinvertébrés benthiques ne permet pas d'évaluer de façon précise la quantité de polluants présents dans une rivière. En effet, les macroinvertébrés benthiques servent plutôt à détecter un problème et cibler la portion de rivière où le problème semble prendre sa source. Lorsqu'il est important de connaître le niveau d'un polluant, il est préférable de s'en remettre aux analyses chimiques. De plus, la fiabilité des résultats obtenus par l'utilisation des MIB repose en grande partie sur les compétences du personnel impliqué dans l'échantillonnage et l'identification. La rigueur scientifique est de mise, on ne peut donc pas penser confier ces tâches au grand public sans les encadrer de façon rigoureuse.

Au Québec, on n'utilise pas encore les MIB de manière efficace et routinière pour l'évaluation des petits cours d'eau. Il faudra d'abord constituer une banque de référence, outil indispensable pour instaurer un programme de surveillance des rivières québécoises de façon adéquate. Cette banque permettra de mettre au point des indices et des méthodes qui permettront à leur tour de suivre l'évolution et de comprendre les causes des fluctuations des populations de MIB. Présentement au Québec, les efforts se concentrent sur cette première étape cruciale qui est d'élaborer une banque de référence pour les petits cours d'eau. Il faudra donc attendre encore quelques années avant de pouvoir exploiter les macroinvertébrés à leur plein potentiel.

Conclusion

En ce qui concerne l'analyse de la qualité de l'eau des rivières, les macroinvertébrés benthiques offrent une multitude de possibilités. On peut les utiliser pour cibler rapidement une zone problématique, pour évaluer l'efficacité d'un aménagement, ou pour mesurer de façon quantitative et précise les impacts d'un projet d'envergure. Les MIB sont aussi utilisés afin d'estimer l'impact de différentes pratiques agricoles sur le milieu aquatique autant que « pour évaluer la pollution provenant des eaux de ruissellement des routes qui contiennent une foule de produits chimiques comme des lubrifiants et de l'essence avec des additifs » (Woodcock et Huryn, 2007). C'est pour ces raisons que les MIB sont utilisés couramment et de différentes façons dans plusieurs pays. Cependant, au Québec, leur adoption comme méthode d'analyse est relativement récente et il reste beaucoup à faire dans ce domaine. Leur avenir est très prometteur au sein des programmes qui visent la surveillance de la santé des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau. Le MDDEP œuvre dans ce domaine depuis plusieurs années et l'élaboration d'un indice multimétrique, qui sera bientôt disponible pour le grand public, permettra de faire connaître les MIB et de rendre cette méthode biologique accessible aux organismes oeuvrant dans ce domaine au Québec. Les efforts des années futures doivent se concentrer sur la construction d'une banque de données de référence et sur l'élaboration d'une méthode adaptée au Québec. Tous les acteurs du milieu doivent s'entendre sur les détails techniques de la méthode afin de standardiser son utilisation dans la province. Cela permettra une interprétation comparative des différents résultats obtenus sur tout le territoire québécois, de même que le perfectionnement des techniques d'interprétation des données.

Bibliographie

Ouvrages individuels et collectifs

Borror, D. J. et White, R. E. 1999. Le guide des insectes du Québec et de l'Amérique du Nord, Les guides Peterson, Québec, Canada.

Chessman, B. C. 1995. Rapid assessment of rivers using macroinvertebrates : A procedure based on habitat-specific sampling, family level identification and biotic index. Australian journal of ecology. 20 :122-129.

De Pauw, N. et Vanhooren, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. Hydrobiologia. 100 :153-168.

Gagnon, É. et Pedneau, J. 2006. SurVol Benthos, guide du volontaire, programme de surveillance volontaire des petits cours d'eau. CVRB, Québec, Canada.

Guérard, G. 2003. Note de cours : Techniques de biologie aquatique et marine, guide de travaux pratiques, 145-341-88. Cégep de Sainte-Foy, Québec, Canada.

Hébert, S. 1997. Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n°EN/970102, Québec, Canada.

Leclercq, L. 2001. Intérêt et limites des méthodes d'estimation de la qualité de l'eau. Station scientifique des Hautes-Fagnes, Belgique.

Lee, S. J., Park, J. H. et Ro, T. H. 2006. Ephemeropteran community structure and spatial stability of local populations of the major species group in the Keumho River. Entomological Research, 36 :98-106

Camargo, J. A., Alonso, A. et De la Puente, M. 2004. Multimetric assessment of nutrient enrichment in impounded rivers based on benthic macroinvertebrates. Environmental Monitoring and Publishers, 96 :233-249.

Metzeling, L., Chessman, B., Hardwick, R. et Wong, V. 2003. Rapid assessment of river using macroinvertebrates : the role of experience, and comparisons with quantitative methods. Hydrobiologia, 510 :39-52.

Peterson, M. 2006. Course materials : Biology 326, ecology lab. Western Washington University, Department of biology, Bellingham, Washington.

Woodcock, T. S. et Huryn, A. D. 2007. The response of macroinvertebrate production to a pollution gradient in a headwater stream. Freshwater biology, 52 :177-196.

Ressources internet

DIREN des Pays de la Loire, 2006. L'Indice biologique global normalisé. http://www.pays-de-loire.ecologie.gouv.fr/rubrique.php3?id_rubrique=29. Page visitée le 28 février 2008.

Dubuc, Y. 2002. Guide d'identification des insectes du Québec

<http://www.lesinsectesduquebec.com/>. Page visitée le 04 novembre 2007.

MDDEP, 2002. <http://www.mddep.gouv.qc.ca>. L'eau. La vie. L'avenir : Politique nationale de l'eau. Page visitée le 03 novembre 2007.

Wikipédia, 2007-a. <http://fr.wikipedia.org/wiki/Bioindicateur>. Page visitée le 30 octobre 2007.

Wikipédia, 2007-b. [http://fr.wikipedia.org/wiki/Hemiptera_\(classification_phylogénétique\)](http://fr.wikipedia.org/wiki/Hemiptera_(classification_phylogénétique)). Page visitée le 04 novembre 2007.

Entrevues et courriers électroniques personnel

Steeve Baker, Cégep de Sainte-Foy, Québec, septembre 2007. Entrevue en personne par Daphné Touzin.

Lyne Pelletier biologiste, M. Sc. de l'Environnement MDDEP, Québec, novembre 2007. Entrevue téléphonique par Daphné Touzin.

Annexe 1

Tableau standard de détermination de l'Indice biotique belge (IBB)

Tableau standard de détermination de l'Indice biotique belge (IBB)

Groupes faunistiques classés par ordre de sensibilité décroissante à la pollution		Indice biotique en fonction du nombre total d'unités systématiques présentes				
	Nombre d'US dans le groupe faunistique	0-1	2-5	6-10	11-15	≥16
Plecoptera	≥2	-	7	8	9	10
	1	5	6	7	8	9
Trichoptera à fourreau ¹	≥2	-	6	7	8	9
	1	5	5	6	7	8
Ancylidae et Ephemeridae sauf heptageniidae	≥3	-	5	6	7	8
	≤2	3	4	5	6	7
Aphelocheirus (hemiptera) Odonata Gammaridae (Crustacéa) Mollusca sauf sphaeridae	≥1	3	4	5	6	7
Asellus (Isopoda) Hirudinae Sphaeridae Hemiptera sauf Aphelocheirus	≥1	2	3	4	5	-
Tubificidae Chironomidae thumini-plumosus	≥1	1	2	3	-	-
Eristalinae / Syrphidae	≥1	0	1	1	-	-

Source : Guérard, 2003.

Annexe 2

Niveau d'identification pratique des unités systématiques

Niveau d'identification pratique des unités systématiques

Groupe taxonomique	Niveau d'identification
Plathelminthes	Genre
Oligochaeta	Famille
Hirudinea	Genre
Mollusca	Genre
Crustacea	Famille
Plecoptera	Genre
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera	Famille
Odonata	Genre
Megaloptera	Genre
Hemiptera	Genre
Coleoptera	Famille
Diptera	Famille
	Chironomidae <i>thummi-plumosus</i>
	Chironomidae non- <i>thummi-plumosus</i>
Hydracarina	Présence

Source : De Pauw et Vanhooren, 1983.