



---

## **Suivi de la macrofaune benthique**

### **Comparaison de trois méthodes**

---





## REMERCIEMENTS

La réalisation de ce projet, et tout particulièrement le développement de la méthode du suivi volontaire de la macrofaune benthique, n'auraient pu être réalisés sans la collaboration de nombreux partenaires. Nous tenons à remercier :

- Le Ministère du Développement Durable, de l'Environnement et des Parcs pour leur soutien scientifique, technique et logistique. Un merci tout particulier à Lyne Pelletier et Julie Moisan qui se sont impliquées à fond dans ce projet en nous prodiguant tout le support scientifique et technique nécessaire au développement des méthodes.
- Centre Saint-Laurent d'Environnement Canada pour le soutien financier et scientifique.
- Environnement Canada par le biais du programme Horizon Sciences.
- Le Musée canadien de la nature, qui nous a donné un appui financier et scientifique.
- La Biosphère d'Environnement Canada, partenaire scientifique et pédagogique.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>2</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>3</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>4</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>5</b>
<b>Liste des abréviations</b> .....	<b>6</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>7</b>
<b>MÉTHODOLOGIE</b> .....	<b>9</b>
<i>Methodologie sur le terrain</i> .....	<b>9</b>
<i>Methodologie au laboratoire</i> .....	<b>15</b>
<i>Analyse des données</i> .....	<b>19</b>
<b>RÉSULTATS ET DISCUSSION</b> .....	<b>23</b>
<i>Qualification des stations avec la méthode MENV</i> .....	<b>23</b>
<i>Métriques simples</i> .....	<b>25</b>
<i>Indice biologique multimétrique</i> .....	<b>35</b>
<b>DISCUSSION SUR LA MÉTHODOLOGIE</b> .....	<b>36</b>
<i>Methodologie sur le terrain</i> .....	<b>31</b>
<i>Methodologie au laboratoire</i> .....	<b>39</b>
<b>CONCLUSION</b> .....	<b>42</b>
<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>45</b>

## LISTE DES TABLEAUX

<i>Tableau 1 : Comparaison des méthodes d'échantillonnage des MIB .....</i>	<i>10</i>
<i>Tableau 2 : Paramètres de caractérisation de l'habitat pour les méthodes MENV et CVRB .....</i>	<i>12</i>
<i>Tableau 3 : Comparaison des méthodes de tri et d'identification des MIB .....</i>	<i>16</i>
<i>Tableau 4 : Description des différentes métriques utilisées .....</i>	<i>21</i>
<i>Tableau 5 : Indice de la qualité de l'habitat.....</i>	<i>34</i>

## LISTE DES FIGURES

<i>Figure 1 : Station de la méthode scientifique en développement au MENV.....</i>	<i>11</i>
<i>Figure 2 : Échantillonnage de MIB avec les mains utilisé pour les méthodes MENV et CVRB .....</i>	<i>12</i>
<i>Figure 3 : Station de la méthode CVRB en développement.....</i>	<i>13</i>
<i>Figure 4 : Station de la méthode CABIN (Modifié de CABIN, 2003).....</i>	<i>14</i>
<i>Figure 5 : Échantillonnage de MIB en zigzag avec les pieds utilisé pour la méthode CABIN.....</i>	<i>14</i>
<i>Figure 6 : Préparation de l'échantillon.....</i>	<i>15</i>
<i>Figure 7 : Fractionnement avec la boîte « Caton » .....</i>	<i>17</i>
<i>Figure 8 : Sous-échantillonneur développé pour la méthode CVRB .....</i>	<i>18</i>
<i>Figure 9: Nombre total de taxons identifiés au genre et à la famille pour la méthode MENV.....</i>	<i>23</i>
<i>Figure 10: Nombre de taxons EPT identifiés au genre et à la famille pour la méthode MENV.....</i>	<i>24</i>
<i>Figure 11: Indices biologiques multimétriques scientifique de la Virginie ouest pour la méthode MENV aux quatre stations.....</i>	<i>25</i>
<i>Figure 12 : Pourcentage d'EPT pour les trois méthodes et les quatre stations.....</i>	<i>26</i>
<i>Figure 13 : Pourcentage de plécoptères pour les trois méthodes et les quatre stations ..</i>	<i>27</i>
<i>Figure 14 : Pourcentage d'hydropsyches pour les trois méthodes et les quatre stations</i>	<i>28</i>
<i>Figure 15 : Pourcentage de trichoptères pour les trois méthodes et les quatre stations..</i>	<i>29</i>
<i>Figure 16 : Pourcentage de coléoptères pour les trois méthodes et les quatre stations ..</i>	<i>30</i>
<i>Figure 17 : Pourcentage d'oligochètes pour les trois méthodes et les quatre stations.....</i>	<i>31</i>
<i>Figure 18 : Pourcentage de chironomides pour les trois méthodes et les quatre stations.....</i>	<i>32</i>
<i>Figure 19 : Nombre total de taxons pour les trois méthodes et les quatre stations .....</i>	<i>34</i>
<i>Figure 20 : Nombre de taxons EPT pour les trois méthodes et les quatre stations .....</i>	<i>34</i>
<i>Figure 21 : Indice biologique multimétrique volontaire de la Virginie occidentale pour les méthodes CVRB et MENV pour les quatre stations.....</i>	<i>30</i>

## LISTE DES ABRÉVIATIONS

ABE	Rivière Abénaquis
BPT1	Rivière Beauport station 1
BPT2	Rivière Beauport station 1
CVRB	Comité de valorisation de la rivière Beauport
EPA	Agence de protection environnementale des États-unis (Environmental Protection Agency)
EPT	Éphémères, Plécoptères et Trichoptères
ETSN	Rivière Etchemin sans-nom
MENV	Ministère de l'Environnement du Québec
MIB	Macroinvertébré benthiques
OBBN	Réseau ontarien de biosurveillance du benthos (Ontario benthos biomonitoring network)
WVSCI	Indice biologique scientifique de la Virginie occidentale (West Virginia Scientific Index)
WVSOS	Indice biologique volontaire de la Virginie occidentale (West Virginia Save our streams index)





## INTRODUCTION

Le Comité de valorisation de la rivière Beauport (CVRB) a mis en œuvre et gère quatre projets de surveillance de l'eau pour les jeunes à travers la province de Québec et au-delà de ces frontières (Ontario et nord des États Unis). Parmi ceux-ci, le projet «J'Adopte un cours d'eau» utilise les macroinvertébrés benthiques (MIB) comme outils pour l'analyse de la qualité générale de l'eau. Toutefois, ayant principalement été conçu pour une utilisation pédagogique, les données ne peuvent être récupérées par les scientifiques et le ministère de l'Environnement du Québec (MENV).

Les MIB sont des animaux sans colonne vertébrale, visible à l'œil nu et que l'on retrouve au fond des cours d'eau et des lacs. Les MIB sont largement utilisés pour la surveillance de la qualité des cours d'eau puisqu'ils possèdent plusieurs attributs d'un bon indicateur environnemental (Bailey *et al.*, 2004; Barbour *et al.*, 1999). Ils sont assez faciles à identifier et ils sont présents dans presque tous les écosystèmes. Les MIB sont généralement sédentaires, ils fournissent donc un signal d'un impact directement sur le site d'échantillonnage. De plus, contrairement aux mesures chimiques qui fournissent une image instantanée de la qualité de l'eau, les MIB permettent de tenir compte du facteur temps puisqu'ils sont influencés par les conditions physiques, chimiques et biologiques des cours d'eau (Navis et Gillies, 2001). Ils sont de bons indicateurs de l'impact cumulatif de la pollution ou de l'impact de la modification ou de la perte d'habitat. Les MIB servent de source de nourriture primaire pour les poissons, incluant plusieurs espèces dites récréatives et commerciales (Barbour *et al.*, 1999).

Afin de répondre aux besoins des groupes communautaires et environnementaux, le CVRB et le MENV en collaboration avec Environnement Canada et le Musée canadien de la nature ont débuté en 2003 le développement d'une approche simple de surveillance communautaire des petits cours d'eau. Cette approche aura permis d'évaluer sommairement la santé des écosystèmes aquatiques (petits cours d'eau rapide). Le MENV a pris en charge l'élaboration de protocoles volontaires

standardisés et validés. Ainsi, les données recueillies seront valides scientifiquement et pourront être utilisées par les scientifiques. Une mise à l'essai des protocoles volontaires d'échantillonnage a été réalisée à l'automne 2003 à quatre stations réparties sur trois rivières. Cette approche communautaire serait d'une grande utilité pour les organisations gouvernementales; elle augmenterait la couverture spatiale de la connaissance sur l'état de santé des communautés benthiques des cours d'eau du Québec. De plus, elle impliquerait directement la population dans la gestion des cours d'eau ce qui en fait un excellent outil d'éducation et de sensibilisation à l'environnement. Ce type d'approche est déjà utilisé à l'étranger (Australie, Communauté européenne, États-unis, Nouvelle-Zélande, etc.) depuis longtemps, mais aucun programme n'existe actuellement au Québec. Par exemple, l'Agence de protection environnementale des États-Unis (EPA) développe l'approche volontaire depuis 1990 (US EPA, 1997b).

En 2004, le CVRB et le MENV en collaboration avec Environnement Canada et le Musée canadien de la nature ont poursuivi le développement d'un protocole de surveillance de l'eau par les collectivités basée sur les MIB. Une étude a été mise en place afin de comparer différentes méthodes d'échantillonnage des MIB. Elle permettra d'évaluer et de comparer la validité scientifique de deux approches simplifiées de récolte et d'identification des MIB destinées aux collectivités soient la trousse d'échantillonnage des MIB pour les volontaires développée par le CVRB et le MENV (méthode CVRB) et l'approche du Canadian Aquatic Biomonitoring Network (méthode CABIN) à l'approche scientifique utilisée par les spécialistes du MENV (méthode MENV). Ces travaux permettront d'approfondir nos connaissances sur les différentes méthodes d'échantillonnage du benthos et pourront servir de base d'une activité de suivi environnemental par les collectivités.

Dans le cadre de ce projet, une campagne d'échantillonnage a été effectuée en septembre 2004 à quatre stations réparties dans les rivières Beauport, Abénaquis et dans un petit affluent de la rivière Etchemin (Etchemin sans-nom). Les échantillons ont par la suite été triés et identifiés au laboratoire du MENV en novembre et décembre 2004. La méthodologie utilisée sur le terrain et au laboratoire ainsi que les résultats obtenus seront présentés et interprétés dans ce rapport.

# MÉTHODOLOGIE

## MÉTHODOLOGIE SUR LE TERRAIN

---

L'étude sur le terrain a été réalisée dans des petits cours d'eau peu profonds à écoulement rapide et à fond dur (< 50 % du lit est formé de sable, de vase ou de limon). Il s'agit de cours d'eau dont le substrat dominant est formé de gravier ou de pierres plus grosses. Ces habitats sont généralement reconnus parmi les plus productifs (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001).

Trois méthodes d'échantillonnage ont été utilisées pour fin de comparaison : la méthode CABIN, la méthode CVRB et la méthode MENV. Chacune de ces méthodes comprend une description de la station à l'étude et un protocole d'échantillonnage. Un filet troubleau de 30 cm (mailles de 600 microns) est utilisé pour la capture des MIB pour les trois méthodes. Le tableau 1 présente les caractéristiques de chacune des méthodes sur le terrain.

Les trois méthodes comprennent une description générale de la station. Les méthodes CVRB et MENV comprennent en plus un protocole de caractérisation détaillée de l'habitat qui permet d'aller plus loin. Afin d'en déterminer la qualité pour les MIB, plusieurs variables physiques sont estimées visuellement. L'habitat influence les communautés de MIB et son évaluation permettra de mieux interpréter les données obtenues et de mieux cerner les impacts possibles des activités humaines (Craddock, 2003).

Les trois méthodes ont été testées dans quatre stations situées sur trois rivières : rivière Beauport station 1 (BPT1), rivière Beauport station 2 (BPT2), rivière Abénaquis (ABE) et rivière Etchemin sans-nom (ETSN). Les deux stations sur la rivière Beauport sont des stations en milieu urbain (milieu perturbé) alors que les stations sur les rivières Abénaquis et Etchemin sans-nom sont des stations de référence en milieux peu perturbés.

Tableau 1 : Comparaison des méthodes d'échantillonnage des MIB

	Méthode MENV	Méthode CVRB	Méthode CABIN
<b>Approche</b>	Monohabitat	Monohabitat	Multihabitat
<b>Engin d'échantillonnage</b>	Troubleau de 30 cm (mailles de 600 µm)	Troubleau de 30 cm (mailles de 600 µm)	Troubleau de 30 cm (mailles de 600 µm)
<b>Description de la méthode</b>	20 coups de filet de 30 sec. Les 20 quadrats sont choisis afin de couvrir différentes conditions de courant et de profondeur. Échantillon composite sur la station.	10 coups de filet de 30 sec. Les 10 quadrats sont choisis afin de couvrir différentes conditions de courant et de profondeur. Échantillon composite sur la station.	Suggéré : 1 zigzag. Choisit : 3 zigzags
<b>Méthode pour déloger les MIB</b>	Priorise l'utilisation des mains	Priorise l'utilisation des mains	Utilisation des pieds
<b>Temps d'échantillonnage</b>	10 minutes par station	5 minutes par station	Suggéré : 2 à 5 minutes Choisit : 3 x 5 minutes = 15 minutes
<b>Longueur de la station</b>	100 mètres	50 mètres	Suggéré : six fois la largeur aux rives et doit contenir une section complète fosse/rapide. Choisit : 50 mètres
<b>Superficie couverte</b>	3 m <sup>2</sup>	1,5 m <sup>2</sup>	Non mesurable
<b>Description générale de la station</b>	Oui	Oui	Oui
<b>Caractérisation de l'habitat</b>	Oui	Oui	Non
<b>Prise de décisions par l'échantillonneur</b>	Choix des 20 quadrats d'échantillonnage	Choix des 10 quadrats d'échantillonnage	Non
<b>« Comparabilité » de la méthode</b>	Méthode en développement utilisée par le MENV adaptée de Barbour <i>et al.</i> (1999) et Stark <i>et al.</i> , (2001)	Méthode en développement adaptée de l'approche du MENV	Méthode utilisée dans la région du Pacifique / Yukon et dans les provinces Atlantiques

## 1. Méthode MENV

La méthode scientifique présentement en développement au MENV (annexe 1) est adaptée du « *Rapid Bioassessment Protocols* » de l'EPA (Barbour *et al.*, 1999) et le « *Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams* » de la Nouvelle-Zélande (Stark *et al.*, 2001). Dans la littérature, il est généralement reconnu que les habitats rapides (« *riffles* ») sont les plus productifs. Ces derniers seront les seuls échantillonnés avec cette approche standardisée appelée monohabitat (Barbour *et al.*, 1999). La méthode consiste à donner 20 coups de filet de 30 secondes chacun, pour un temps total d'échantillonnage de 10 minutes, dans une station de 100 mètres (figure 1). On entend par « coup de filet » l'action de brasser le substrat avec les mains sur une distance de 50 cm en amont du filet (figure 2). Le choix des 20 quadrats à échantillonner est aléatoire, cependant il est recommandé d'échantillonner où la vitesse de courant et/ou la profondeur diffèrent. Tous les coups de filet donnés dans une station sont regroupés en un seul échantillon. En plus de la récolte de MIB et de la description générale de la station, une caractérisation plus détaillée de l'habitat comportant 10 paramètres est effectuée (annexe 1 et tableau 2). Un indice de qualité de l'habitat est ainsi calculé.

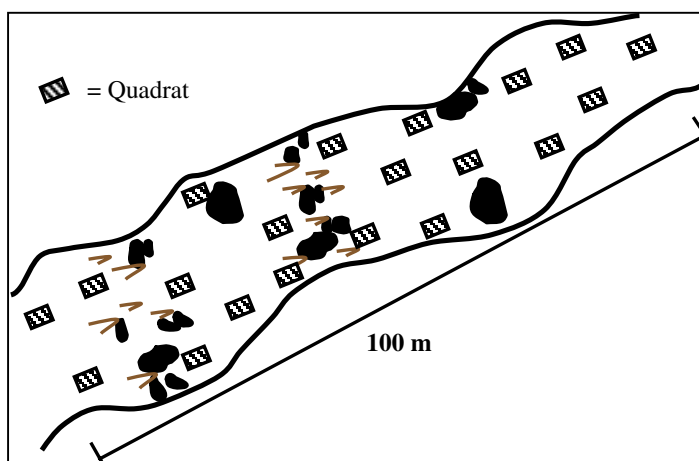


Figure 1 : Exemple d'une station d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques (MIB) selon la méthode MENV

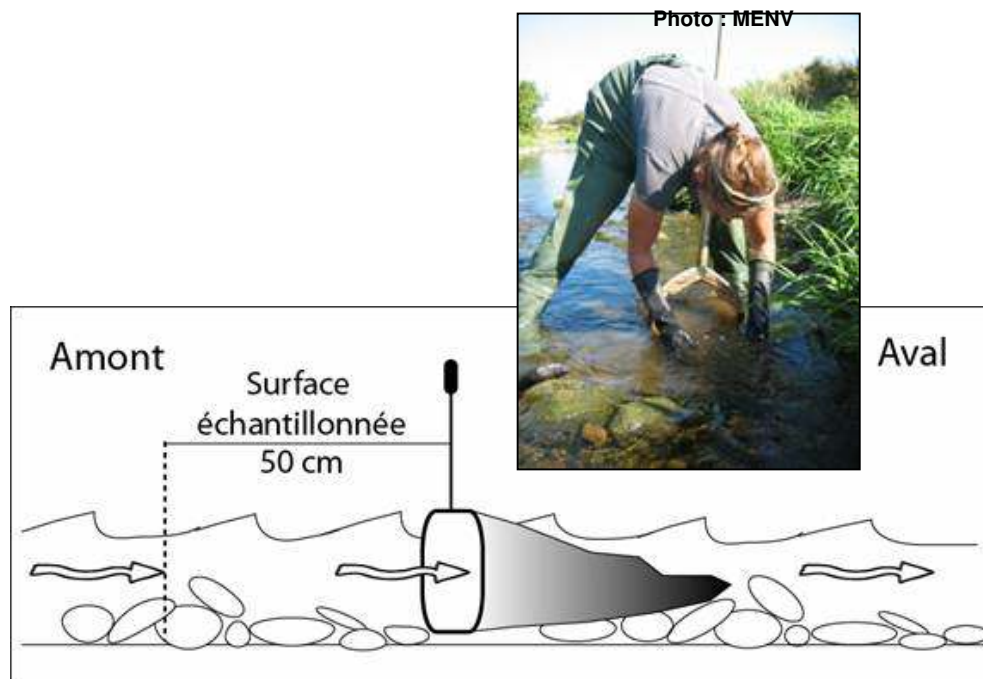


Figure 2 : Échantillonnage de MIB avec les mains utilisé pour les méthodes MENV et CVRB

Tableau 2 : Paramètres de caractérisation de l'habitat pour les méthodes MENV et CVRB

Méthode MENV	Méthode CVRB
Substrat benthique / Disponibilité des abris	Disponibilité des abris
Ensablement / Envasement	Envasement ou ensablement
Régime vitesse / profondeur	Vitesse du courant et profondeur
Sédimentation	
Degrés de marnage	
Modification du cours d'eau	Modification du lit du cours d'eau
Fréquence de rapides	Fréquence des rapides
Stabilité des berges	Stabilité des berges
Protection végétale	Protection végétale
Largeur de la zone riparienne	Largeur de la zone riveraine

## **2. Méthode CVRB**

La méthode CVRB en développement est une version simplifiée de la méthode MENV (annexe 2). Il s'agit également d'une approche monohabitat où seuls les sites de rapides (« riffles ») sont échantillonnés. La méthode consiste à donner 10 coups de filet de 30 secondes chacun, pour un temps total d'échantillonnage de cinq minutes, dans une station de 50 mètres (figures 2 et 3). Elle diffère de la méthode MENV par le nombre de coups de filet et la taille de la station. Tous les coups de filet donnés dans une station sont regroupés en un seul échantillon. Une description générale de la station et une caractérisation détaillée de l'habitat (huit paramètres) sont effectuées (annexe 2 et tableau 2). Un indice de qualité de l'habitat peut ainsi être calculé.

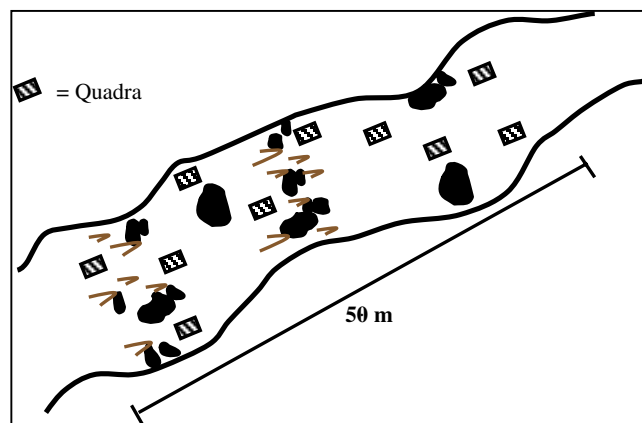


Figure 3 : Exemple d'une station d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques (MIB) selon la méthode CVRB

## **3. Méthode CABIN**

Cette méthode est caractérisée par un échantillonnage en zigzag (Reynoldson *et al.*, 2003). L'échantillonneur récolte les MIB en brassant, avec les pieds, le substrat devant le filet tout en se déplaçant selon un parcours en zigzag d'une berge à l'autre pendant un temps prédéterminé (figures 4 et 5). Il s'agit dans ce cas-ci d'une approche où tous les habitats seront échantillonnés, approche multihabitat (Barbour

et al., 1999). Les roches qui sont profondément incrustées sont frottées à la main. La taille de la station est variable, elle correspond à six fois sa largeur aux rives et elle devra contenir une section complète fosse/rapide. Pour cette étude, les stations mesuraient 50 mètres de longueur. Il est suggéré dans cette méthode d'échantillonner de 2 à 5 minutes par station. Trois échantillons par station ont été récoltés, soit trois zigzags (aval, centre et amont) de cinq minutes chacun. Les trois échantillons seront traités séparément.

Plusieurs données sur des composantes de l'habitat (largeur, longueur, profondeur, vitesse du courant, latitude, longitude) ont été notées, ce qui permet une description générale de la station (Reynoldson *et al.*, 2003). Cependant, il n'y a pas de caractérisation détaillée de l'habitat permettant d'en déterminer un indice de qualité comme pour les méthodes CVRB et MENV.

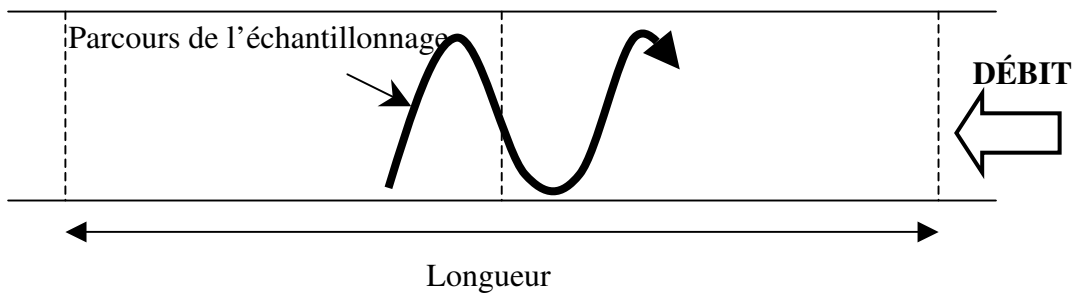


Figure 4 : Station d'échantillonnage de la méthode CABIN (Modifié de CABIN, 2003)



Source : Reynoldson *et al.*, 2003



Figure 5 : Échantillonnage de MIB en zigzag avec les pieds utilisé pour la méthode CABIN.

### Conservation, préparation et identification des échantillons

Tous les échantillons recueillis ont été conservés dans de l'alcool 70% jusqu'à leur traitement. Deux tamis de 4 000 et de 600  $\mu\text{m}$ , et un fond de tamis sont superposés afin de récupérer l'alcool 70 % de l'échantillon. Par la suite, l'échantillon est rincé sur les tamis superposés et les gros débris sont retirés afin de faciliter le tri (figure 6). Le tableau 3 présente les caractéristiques de chacune des méthodes au laboratoire.



Figure 6 : Préparation de l'échantillon

Tableau 3 : Comparaison des méthodes de tri et d'identification des MIB

	Méthode MENV	Méthode CVRB	Méthode CABIN (protocole de l'OBBN)
<b>Conservation</b>	Alcool 70%	Alcool 70%	Suggéré : alcool 70% ou formaline 5%. Choisit : alcool 70%
<b>Tri</b>	Au laboratoire	Au laboratoire	Suggéré : au laboratoire, mais possible sur le terrain. Choisit : au laboratoire
<b>Fractionnement</b>	Boîte « Caton »	Boîte « Caton » modifiée	Suggéré : boîte « Marchant » ou cueillere et chaudière . Choisit : boîte « Caton » modifiée
<b>Nombre de MIB visés</b>	Minimum de 200	Minimum de 200	Minimum de 300 (3 x 100)
<b>Niveau d'identification</b>	Généralement au genre	Ordre avec nombre de formes	Un mélange de classe, ordre, sous-ordre et famille
<b>Nombre maximum de taxons</b>	Non prédéterminé	79 taxons	27 taxons
<b>Tamis (maille)</b>	600 µm	600 µm	600 µm
<b>Outils visuels</b>	Stéréomicroscope	Stéréomicroscope	Suggéré : Stéréomicroscope ou loupe Choisit : Stéréomicroscope
<b>« Comparabilité » de la méthode</b>	Méthode en développement utilisée par le MENV adaptée de Barbour <i>et al.</i> (1999) et Stark <i>et al.</i> , (2001)	Méthode en développement / Nombre de formes utilisés par WV SOS (2005)	Méthode utilisée en Ontario (OBBN)

## 1. Méthode MENV

Les échantillons ont été traités par le MENV (annexe 1). Le temps requis pour le traitement d'un échantillon benthique peut être très long et dépend du nombre de MIB récoltés. Pour cette raison, une méthode de fractionnement basée sur la méthode et l'appareil de fractionnement de « Caton » (1991) a été utilisée. Le sous-échantillonneur « Caton » est une boîte (30 x 36 x 4 cm) divisée en 30 cases de 6 x 6 cm. Le fractionnement permet de récolter aléatoirement un minimum de 200 MIB par station pour fin d'identification tel que recommandé par Barbour *et al.* (1999). Cette

technique consiste à étendre uniformément l'échantillon dans la boîte « Caton » pour ensuite prélever aléatoirement une case de 6 x 6 cm (figure 7). Les organismes présents dans cette case seront triés en entier et comptés pour obtenir un minimum de 200 MIB (annexe 1). Des cases supplémentaires seront prélevées jusqu'à ce que le nombre de 200 MIB soit atteint. Une case commencée doit être terminée. Le nombre de cases triées et le nombre d'organismes récoltés sont notés. Tous les MIB récoltés sont généralement identifiés au niveau taxonomique du genre à l'aide d'un stéréomicroscope. L'identification des insectes est basée sur l'ouvrage de Merritt et Cummins (1996) et celle des autres groupes sur l'ouvrage de Smith (2001).



Figure 7 : Fractionnement avec la boîte « Caton »

## **2. Méthode CVRB**

Les échantillons ont été traités de la même façon que ceux de la méthode MENV, mais par un biologiste peu expérimenté dans l'identification des MIB (annexe 2). Le sous-échantillonneur utilisé a été modifié de « Caton », il s'agit d'une boîte de dimension différente (24 x 30 x 4 cm) divisée en 24 cases de 6 x 6 cm (figure 8). Ceci permet de limiter les dépenses par les collectivités et d'utiliser des cases de différentes tailles (3 x 3 cm, 6 x 6 cm et 12 x 12 cm) afin de s'adapter à la densité de MIB de la station (annexe 2). Le nombre minimum de MIB par station est également

de 200. Les MIB récoltés sont identifiés au niveau taxonomique de l'ordre et par la suite le type de forme est noté avec la grille d'identification de la méthode CVRB. Toujours en préparation au MENV, l'outil pour l'identification à la forme qui comprend 79 taxons permettra d'atteindre un niveau taxonomique situé entre l'ordre et la famille (annexe 3). Il s'agit d'une séparation des taxons en fonction de caractéristiques taxonomiques reconnaissables par des volontaires. Ces derniers seront donc en mesure d'atteindre un niveau taxonomique plus précis sans toutefois identifier systématiquement les MIB jusqu'au niveau de la famille. Les MIB ont été identifiés à l'aide d'un stéréomicroscope.

Des essais ont été effectués au laboratoire du MENV afin de comparer l'utilisation d'une loupe, d'une lampe loupe et d'un stéréomicroscope. Avec l'utilisation de la loupe et de la lampe loupe, une perte de plus de 80% des petits MIB a été observée, particulièrement pour les groupes des oligochètes et des diptères chironomides. L'utilisation du stéréomicroscope s'avère donc essentielle pour des volontaires si on veut obtenir des résultats fiables et valides sur une base scientifique.

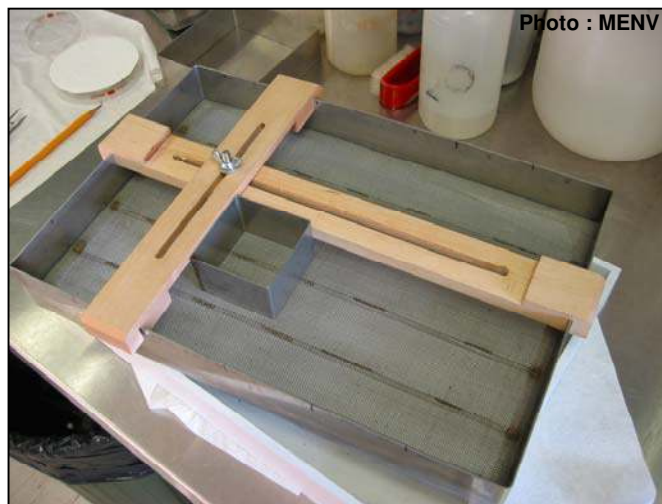


Figure 8 : Sous-échantillonneur développé pour la méthode CVRB avec une case de 6 x 6 cm

### **3. Méthode CABIN**

La méthode CABIN n'a pas été utilisée au laboratoire. En effet, avec cette méthode, les MIB doivent être identifiés au niveau taxonomique de la famille. Considérant ce niveau difficilement atteignable pour des personnes non spécialisées (aucune clé taxonomique des invertébrés aquatiques d'Amérique du nord n'existe en français), une alternative différente a été favorisée. La méthode retenue est celle préconisée par le Réseau ontarien de biosurveillance du benthos (Ontario benthos biomonitoring network - OBBN). Le protocole de l'OBBN a donc été suivi pour la partie laboratoire (Jones *et al.*, 2004) et appliqué par un biologiste peu expérimenté dans l'identification des MIB. Bien que la méthode OBBN suggère d'utiliser le sous-échantillonneur « Marchant » (Marchant, 1989), les échantillons analysés selon cette méthode ont été fractionnés de la même façon que ceux analysés à l'aide de la méthode CVRB.

L'échantillonnage en zigzag du protocole de CABIN doit permettre de récolter 300 MIB par station (Reynoldson *et al.* 2003). Puisqu'il n'y avait pas suffisamment de MIB dans un échantillon, les trois échantillons récoltés par station ont été utilisés. Ils ont été traités séparément en visant un minimum de 100 MIB dans chacun. Les trois échantillons d'une station ont par la suite été regroupés pour le traitement des données afin d'obtenir les 300 MIB.

Les MIB ont été identifiés avec un stéréomicroscope selon le protocole de l'OBBN qui suggère l'identification de 27 taxons à différents niveaux taxonomiques : famille, ordre, embranchement (Jones *et al.*, 2004).

### **Analyse des données**

L'interprétation des résultats selon la méthode CABIN (Reynoldson *et al.*, 2003) et OBBN (Jones *et al.*, 2004) est basée sur l'approche par conditions de référence. Cette approche nécessite le développement d'une banque de données sur les MIB à différents sites de référence. Les conditions ou sites de référence sont des stations peu ou pas perturbées par les activités anthropiques. La déviation d'un site testé

avec les conditions de référence est une mesure des effets d'un stress sur l'écosystème (Bailey *et al.*, 2004). Les conditions de référence représentent les meilleures conditions disponibles où le potentiel biologique est le plus grand dans une région donnée (Gerritsen *et al.*, 2000). Reynoldson *et al.* (2003) suggère toutefois d'utiliser les approches d'évaluation rapide (méthode qualitative), jusqu'à ce que suffisamment de données soient échantillonnées, permettant ainsi la construction des différents modèles prédictifs. Les méthodes MENV et CVRB pourront également utiliser l'approche par condition de référence lorsque suffisamment de sites de référence auront été échantillonnés.

Pour cette étude, une analyse de métriques individuelles et le regroupement de métriques en un indice multimétrique permettront la comparaison des stations de référence et des stations perturbées selon les trois approches utilisées. Les résultats seront présentés sous forme de graphiques sans analyse statistique poussée. Les données obtenues avec les méthodes CVRB et CABIN seront comparées à celles de la méthode MENV qui servira de référence. Les données brutes sont présentées à l'annexe 4.

Une métrique est une énumération représentant une communauté particulière ou une combinaison de caractéristiques qui évolue de façon prévisible en fonction des influences humaines (Goaziou, 2004). Certaines variables utilisées par l'EPA (Barbour *et al.*, 1999) ont été sélectionnées afin de présenter les résultats, puisque les variables (métriques) qui seront utilisées pour interpréter les résultats de la méthode MENV et CVRB n'ont pas encore été déterminées. En effet, le choix de ces variables nécessite l'échantillonnage de stations supplémentaires. Les valeurs des variables telles qu'utilisées par l'EPA seront plus ou moins élevées en fonction de la qualité de l'eau (tableau 4). Les métriques sélectionnées sont : 1) le pourcentage EPT (éphémères, plécoptères et trichoptères); 2) le pourcentage de plécoptères; 3) le pourcentage d'hydropsyches; 4) le pourcentage de trichoptères; 5) le pourcentage de coléoptères; 6) le pourcentage d'oligochètes; 7) le pourcentage de chironomides; 8) le nombre total de taxons et 9) le nombre de taxons EPT.

Tableau 4 : Description des différentes métriques utilisées (Barbour *et al.*, 1999; Navis et Gillies, 2001)

Métrique	Description	Réponses à une perturbation du milieu
<b>% éphémères, plécoptères et trichoptères (EPT)</b>	Mesure de l'abondance relative de trois ordres sensibles à la pollution	Diminue
<b>% plécoptères</b>	Mesure de l'abondance relative de cet ordre sensible à la pollution	Diminue
<b>% trichoptères</b>	Mesure de l'abondance relative de cet ordre sensible à la pollution	Diminue
<b>% hydroptères</b>	Mesure de l'abondance relative de cette famille de trichoptère qui est moins sensible à la pollution	Augmente
<b>% coléoptères</b>	Mesure de l'abondance relative	
<b>% oligochètes</b>	Mesure de l'abondance relative	Variable
<b>% chironomides</b>	Mesure de l'abondance relative de cette famille de diptère	Augmente
<b>nombre total de taxons</b>	Décompte du nombre de taxon total, c'est un indice de la richesse générale	Diminue
<b>nombre taxons EPT</b>	Décompte du nombre de taxon dans ces trois ordres sensibles à la pollution	Diminue

Les indices biologiques multimétriques permettent de produire des outils d'interprétation synthétiques et compréhensibles. Il s'agit d'intégrer différentes métriques en une seule valeur afin qu'elle reflète la qualité de l'eau. Les données obtenues avec la méthode MENV ont fait l'objet d'un calcul de l'indice biologique scientifique tel que développé pour la Virginie occidentale (WVSCI) (Gerritsen *et al.*, 2000). Cet indice multimétrique requiert une identification au niveau de la famille et combine cinq métriques (pourcentage EPT, nombre de taxons EPT, pourcentage de deux taxons dominants, indice d'Hilsenhoff<sup>1</sup> (famille) et nombre total de taxons). Cet indice a été calibré à partir de plusieurs sites de références en Virginie occidentale, mais sa sensibilité n'a pas été évaluée au Québec.

Les données recueillies avec les méthodes CVRB et MENV (ramené à la famille) ont été analysées à l'aide de l'indice d'intégrité biologique volontaires de la Virginie

<sup>1</sup> Indice d'Hilsenhoff : indice basé sur le niveau de tolérance à la pollution organique des MIB. Chaque famille a une cote sur un échelle de 0 à 10, 0 était les plus sensibles et 10 les plus tolérants. L'indice tient compte également du poids de chaque MIB.



occidentale (WVSOS) (WV SOS, 2005). Cet indice a été utilisé puisqu'il tient compte du nombre de formes. Il combine les résultats de cinq métriques (pourcentage EPT, nombre de taxons EPT, pourcentage de tolérants, indice d'Hilsenhoff et nombre total de taxons). Il permet d'attribuer à chacune des stations une valeur pour la qualité de l'eau (optimale, sous-optimale, marginale et pauvre).

## RÉSULTATS ET DISCUSSION

### QUALIFICATION DES STATIONS AVEC LA MÉTHODE MENV

---

Les MIB récoltés avec la méthode MENV ont été identifiés jusqu'au niveau taxonomique du genre. Cependant, pour les besoins de ce rapport, les données ont été ramenées à la famille. À titre purement indicatif, le nombre de taxons total et le nombre de taxons EPT ont été calculés au niveau taxonomique du genre (figures 9 et 10). Comme on peut s'y attendre, l'identification au genre donne des résultats plus précis, ce qui se traduit par une augmentation du nombre de taxons. Cet accroissement du nombre total de taxons ou du nombre de taxons EPT, est plus important dans les stations de référence (figures 9 et 10) que dans les stations perturbées. Ainsi, la différence de diversité (totale et EPT) entre les stations de référence et les stations urbaines est encore plus grande.

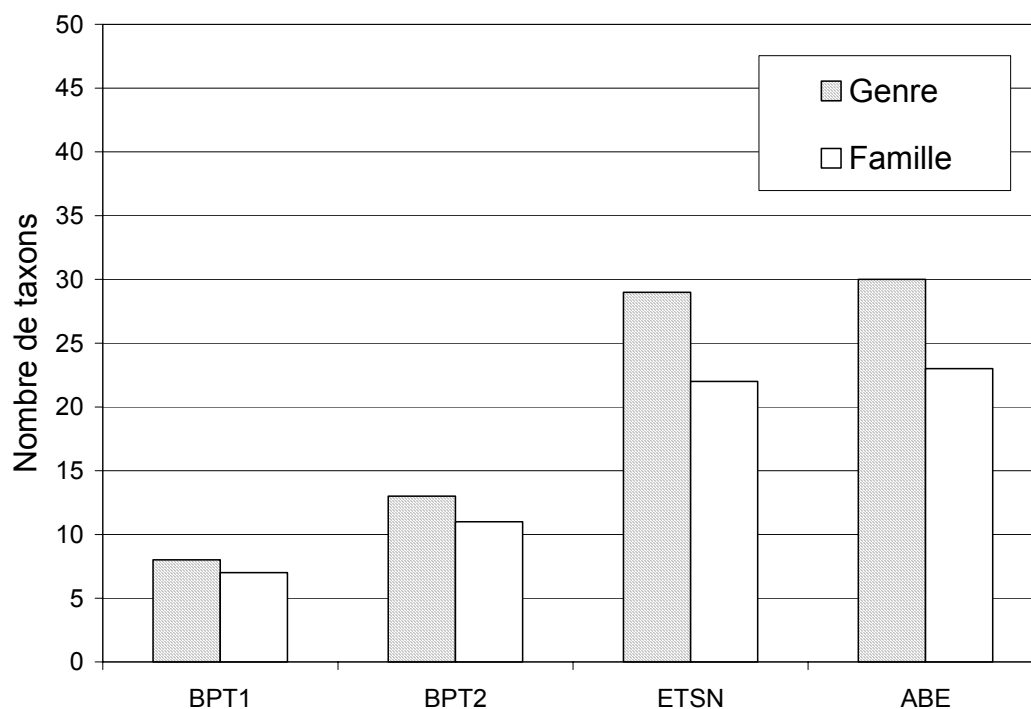


Figure 9 : Nombre total de taxons identifiés au genre et à la famille pour la méthode MENV

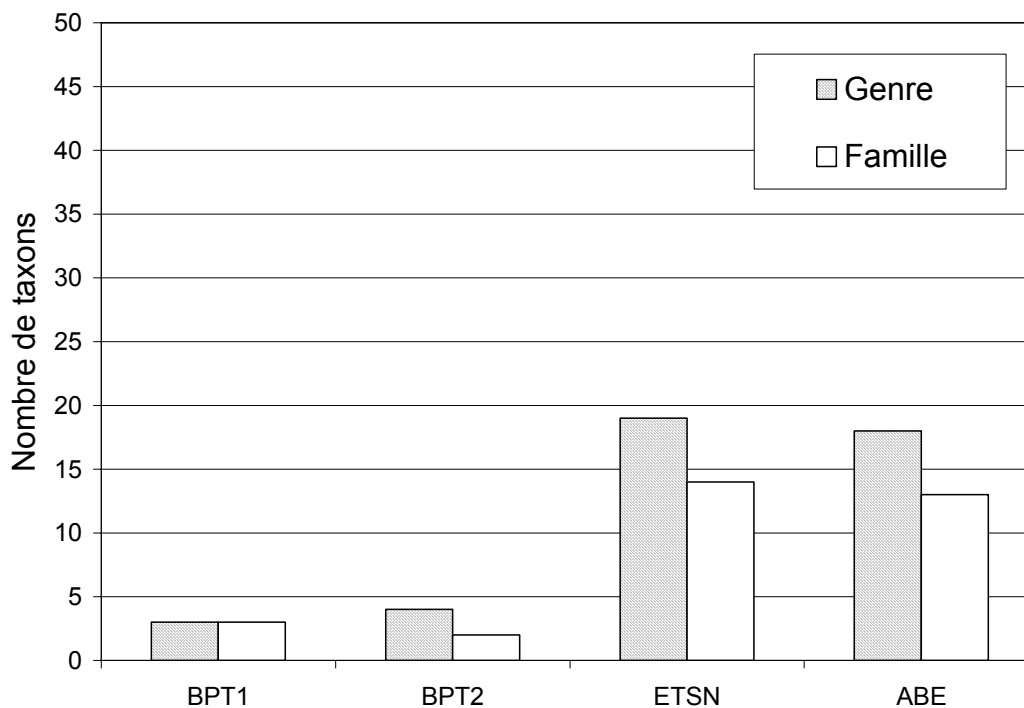


Figure 10 : Nombre de taxons EPT identifiés au genre et à la famille pour la méthode MENV

L'indice multimétrique WVSCI a été calculé avec les données de la méthode MENV. Les résultats confirment que les stations de référence (ETSN et ABE) sont peu perturbées puisqu'elles se classent dans la cote « Excellent » (figure 11). Elles sont comparables à des conditions de référence. Pour les deux stations urbaines, les résultats démontrent qu'elles sont perturbées puisqu'elles se classent dans la cote « Marginal ». Elles sont donc éloignées des conditions de référence. Il faut cependant noter que cet indice n'a pas été calibré pour le Québec. Les valeurs seraient plus justes si l'indice était calibré avec des stations de références du Québec.

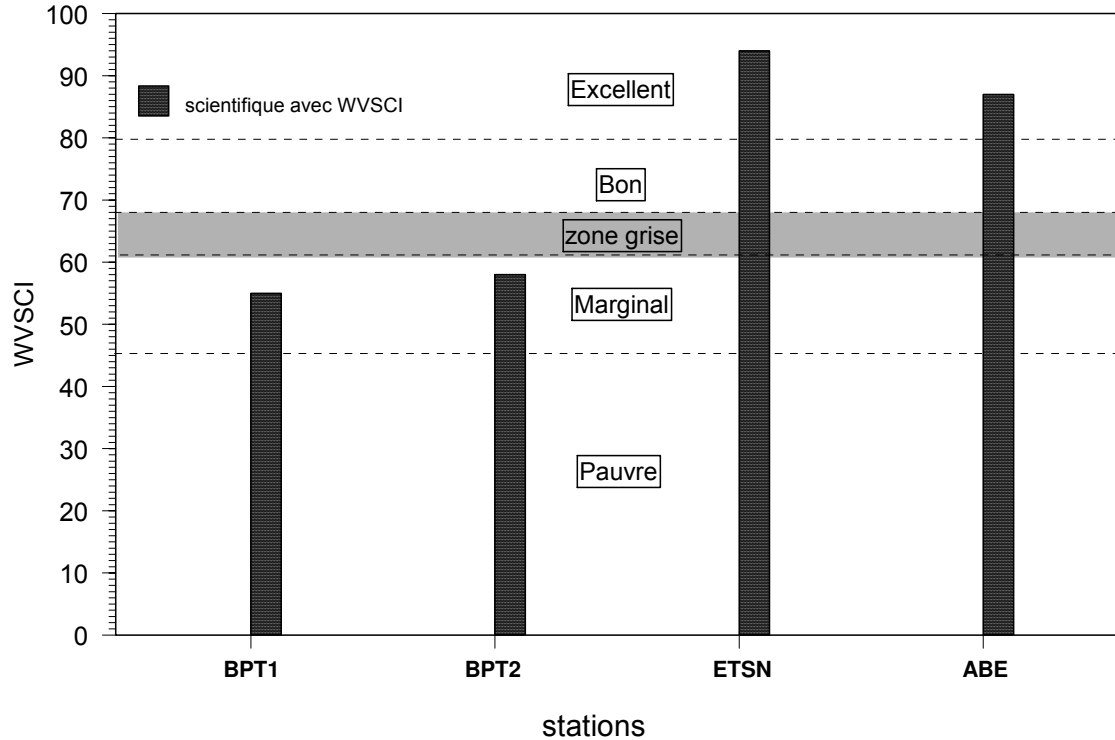


Figure 11 : Calcul de l'indice biologique scientifique WVSCI pour les quatre stations échantillonnées selon la méthode MENV

## MÉTRIQUES SIMPLES

Attention, les comparaisons des trois méthodes pour les différentes métriques n'ont pas été faites sur une base statistique. Les différences observées ne sont peut-être pas significative.

Les valeurs obtenues pour le pourcentage EPT avec les méthodes CVRB et CABIN sont relativement similaires à celles obtenues avec la méthode MENV (figure 12). Les trois méthodes montrent un pourcentage EPT plus faible à la station ABE. Les plus grandes différences du pourcentage EPT sont observées entre les méthodes CABIN et MENV dans les deux stations de référence. Cette métrique n'est toutefois pas suffisamment discriminante, dans le cas présent, pour séparer les sites perturbés des sites de référence. Généralement, le pourcentage EPT diminue lorsque les conditions biologiques se dégradent. Cependant, les deux stations de la rivière Beauport

affichent une forte densité relative EPT, quelque soit la méthode utilisée. Ces densités relatives élevées sont surtout expliquées par deux taxons, les Baetidae (ordre des éphémères) et les Hydropsyches (ordre des trichoptères). Contrairement à leurs ordres respectifs, ces deux familles sont reconnues pour augmenter en densité relative lorsque les effets de la pollution (habituellement organique) augmentent (Barbour *et al.*, 1999). Ceci démontre l'importance d'utiliser plusieurs métriques.

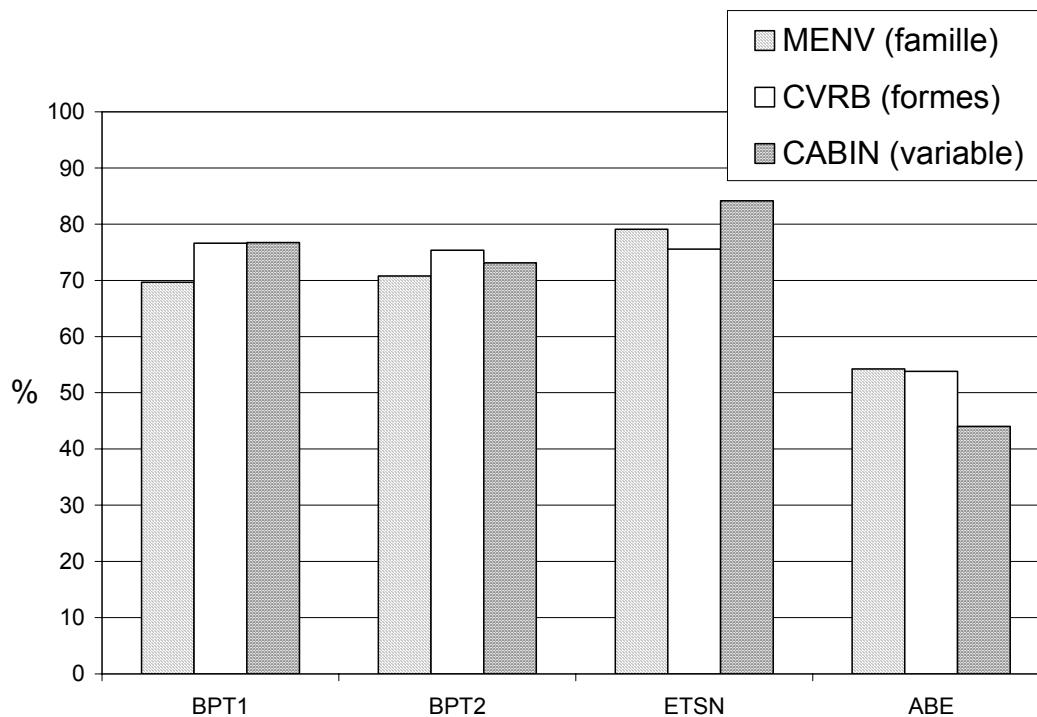


Figure 12 : Comparaison du pourcentage EPT entre les trois méthodes et les quatre stations

Les valeurs obtenues pour le pourcentage de plécoptères avec les méthodes CVRB et CABIN sont relativement semblables à celle de la méthode MENV (figure 13). Cette métrique permet de distinguer les stations de référence des stations urbaines puisque aucun plécoptère n'a été observé dans les stations urbaines. En effet, cette métrique donne une bonne indication de l'état des stations urbaines, les plécoptères étant sensibles à la pollution (Barbour *et al.*, 1999).

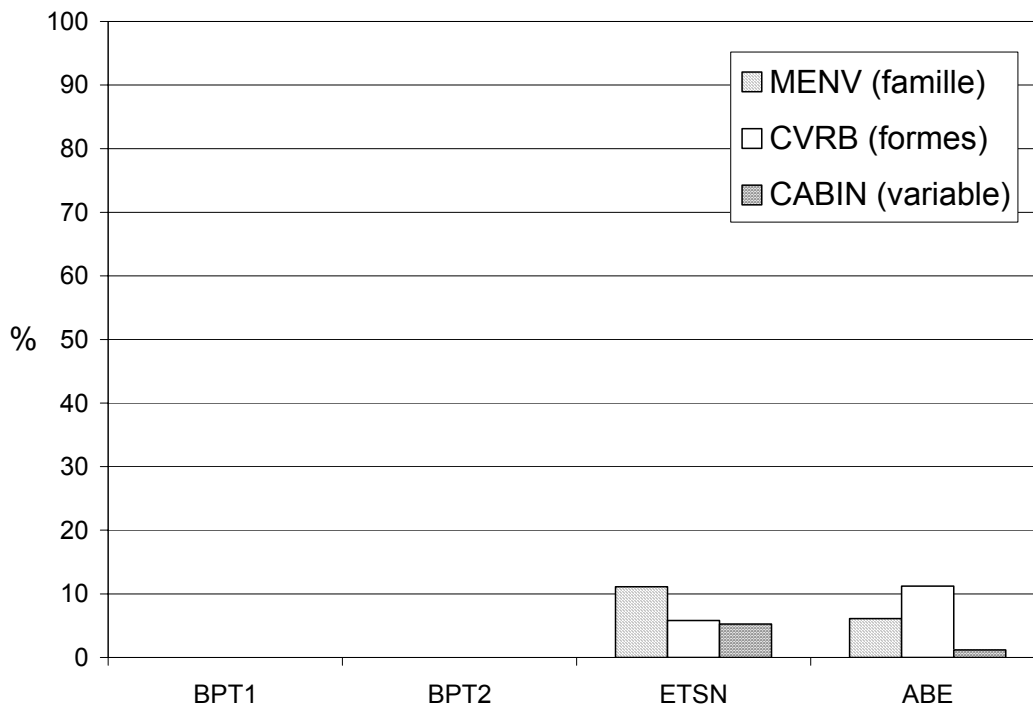


Figure 13 : Comparaison du pourcentage de plécoptères entre les trois méthodes et les quatre stations

Les valeurs obtenues pour le pourcentage d'hydropsyches (famille de l'ordre des trichoptères) et le pourcentage de trichoptères avec la méthode CVRB sont relativement semblables à celles obtenues avec la méthode MENV (figures 14 et 15). En raison de leur tolérance à la pollution, les hydropsyches sont considérés comme de bons indicateurs de la détérioration du milieu par de la pollution organique (Barbour *et al.*, 1999). Le pourcentage d'hydropsyches est plus faible, pour les deux méthodes, dans la station de référence ETSN. Puisque la méthode CABIN n'identifie pas séparément cette famille du reste des trichoptères, aucune donnée n'est disponible pour la variable pourcentage d'hydropsyches pour cette méthode. Sachant que les trichoptères sont généralement sensibles à la pollution, le pourcentage légèrement supérieur de trichoptères dans les stations urbaines, pour les méthodes MENV et CVRB, suggère que ces stations ne sont pas perturbées. Toutefois la

densité relative de trichoptères aux stations urbaines est expliquée par la présence des hydroptyches, considérés tolérants à la pollution (figure 14).

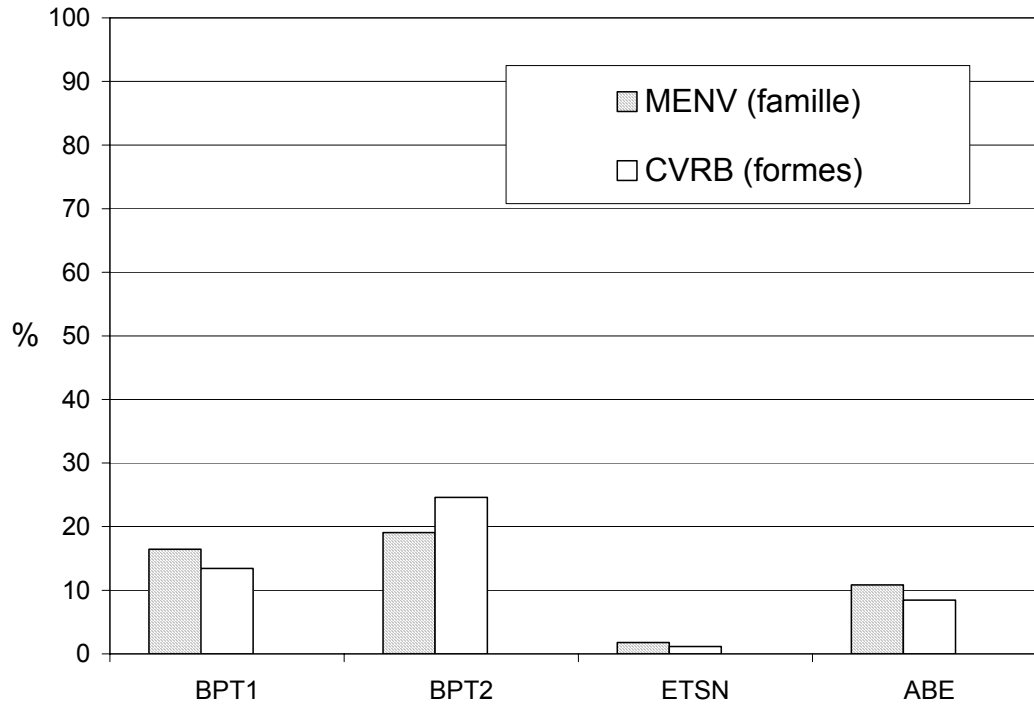


Figure 14 : Comparaison du pourcentage d'hydroptyches entre les méthodes MENV et CVRB et les quatre stations

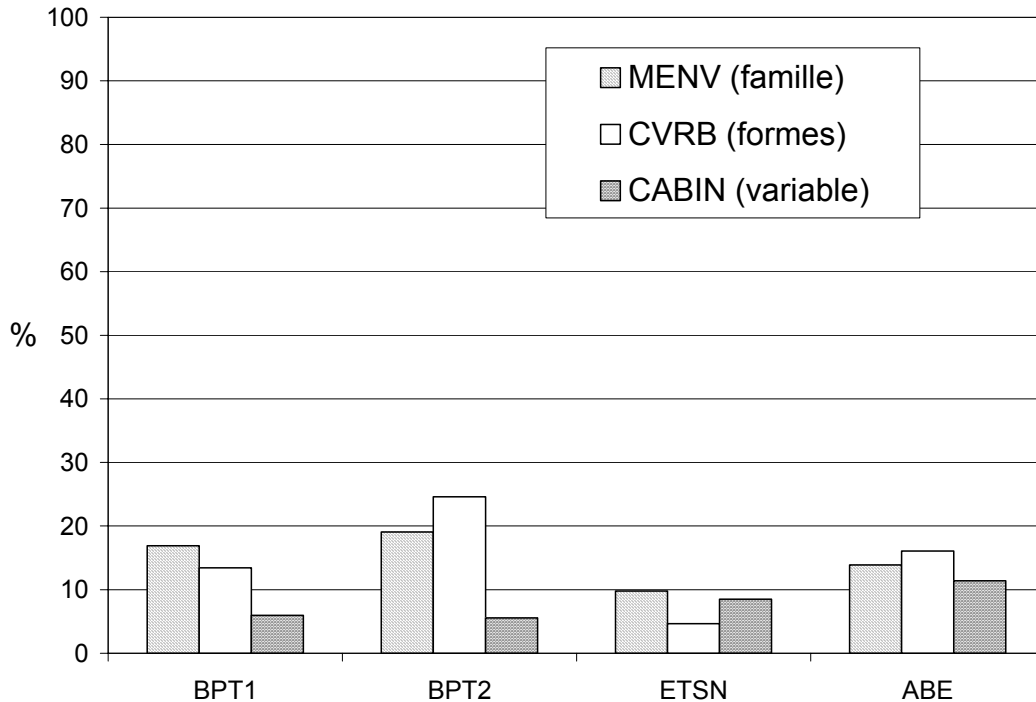


Figure 15 : Comparaison du pourcentage de trichoptères entre les trois méthodes et les quatre stations

Les valeurs obtenues pour le pourcentage de coléoptères avec les méthodes CVRB et CABIN sont relativement semblables à celle de la méthode MENV (figure 16). Cette métrique permet de distinguer les stations de référence des stations urbaines. En effet, très peu de coléoptères ont été observés dans les stations urbaines. Plusieurs coléoptères sont des racleurs qui se nourrissent d'algues qui poussent sur le substrat rocheux. Lorsque la qualité de l'eau est dégradée, l'épaisseur des algues augmente, les roches deviennent visqueuses et les coléoptères ne parviennent plus à s'y accrocher (Engel et Voshell, 2002). La majorité des coléoptères qui ont été récoltés faisaient partie de la famille des Elmidae. Cette famille affectionne les eaux bien oxygénées (Merritt et Cummins, 1997).



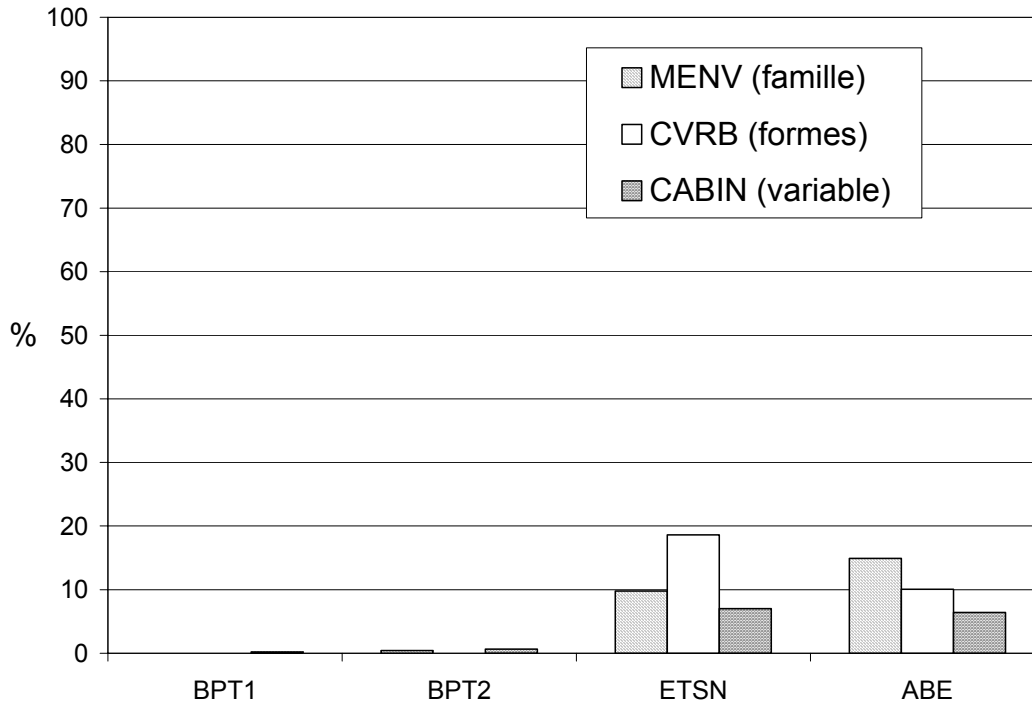


Figure 16 : Comparaison du pourcentage de coléoptères entre les trois méthodes et les quatre stations

Les valeurs obtenues pour le pourcentage d'oligochètes avec les méthodes CVRB et CABIN sont relativement semblables à celle de la méthode MENV (figure 17). Même si cette métrique semble permettre de distinguer les stations de référence des stations urbaines, l'abondance relative n'en demeure pas moins très faible. Un pourcentage élevé d'oligochètes suggère qu'un site reçoit des excès de matière organique causant de bas niveau d'oxygénation (Borisko, 2002).

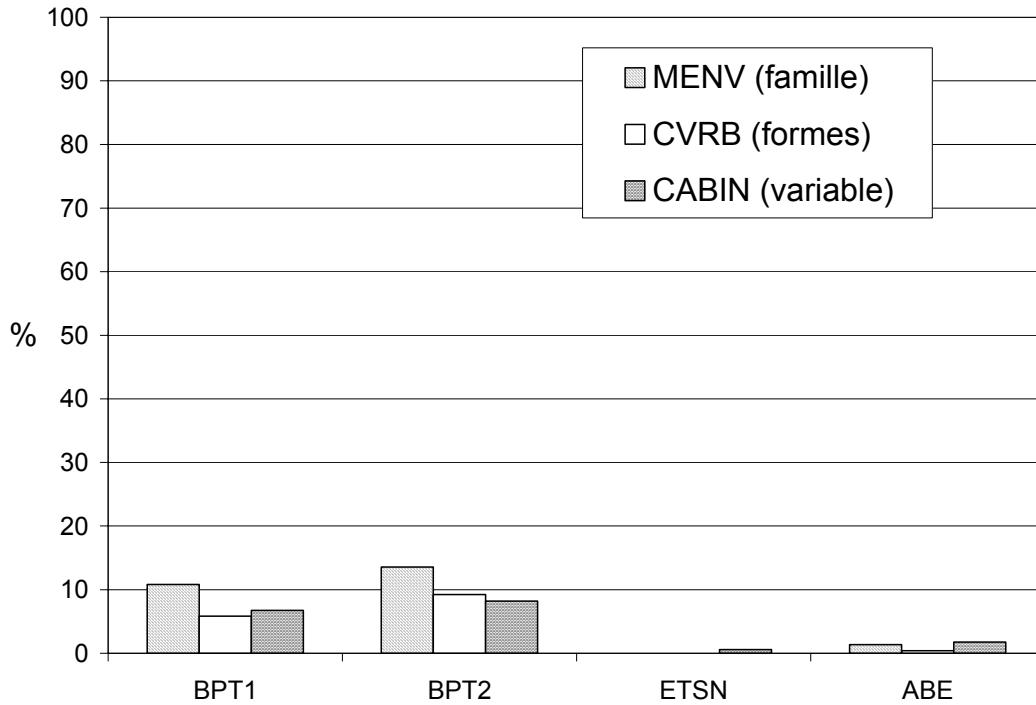


Figure 17 : Comparaison du pourcentage d'oligochètes entre les trois méthodes et les quatre stations

Les valeurs obtenues pour le pourcentage de chironomides (ordre des diptères) avec les méthodes CVRB et CABIN sont relativement semblables à celle de la méthode MENV dans les stations urbaines (figure 18). Dans les stations de référence, les différences sont plus grandes entre les différentes méthodes. Cette métrique n'est pas suffisamment discriminante pour séparer les sites perturbés des sites de référence. Les chironomides sont des indicateurs de pollution lorsqu'on les retrouve en grand nombre, cependant on les retrouve également, en plus petit nombre, dans les cours d'eau en santé (Borisko, 2002).

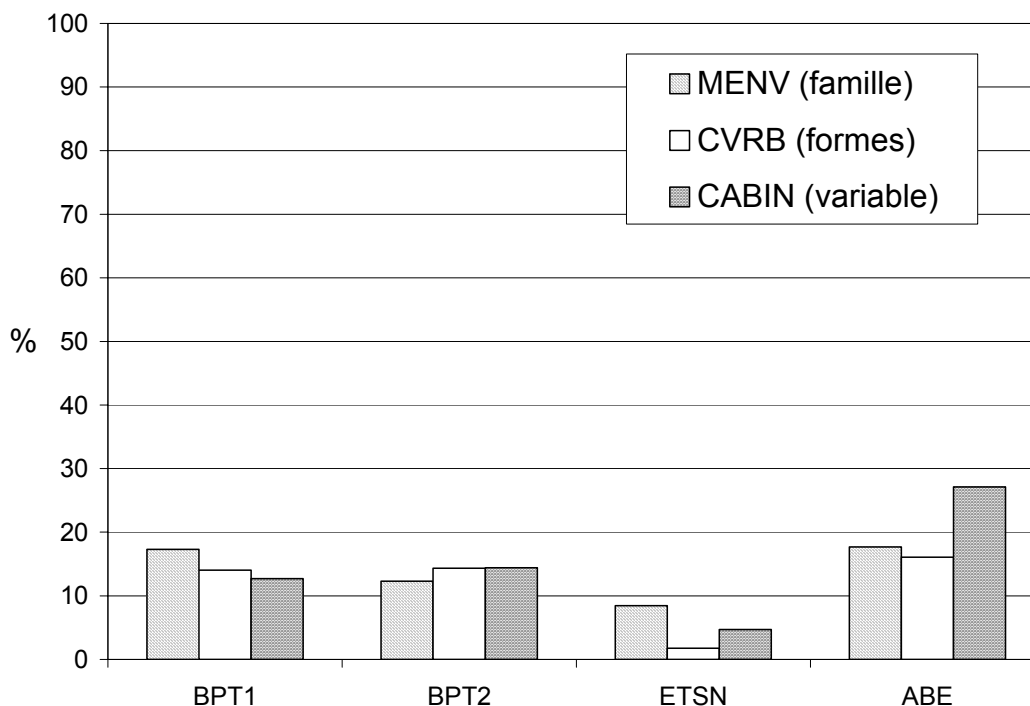


Figure 18 : Comparaison du pourcentage de chironomides entre les trois méthodes et les quatre stations

Les valeurs obtenues pour le nombre total de taxons et le nombre de taxons EPT avec la méthode CVRB et CABIN sont relativement différentes de celles pour la méthode MENV (figures 19 et 20). Ces différences sont en partie expliquées par le niveau d'identification différent entre les trois méthodes. Toutefois, le nombre total de taxons et le nombre de taxons EPT sont très différents entre les stations de référence et urbaines pour les méthodes CVRB et MENV. Les stations de référence ont beaucoup plus de taxons que les stations urbaines. La pollution d'un cours d'eau a pour effet de diminuer la diversité des MIB (Borisko, 2002). Rappelons que l'identification au genre de la méthode MENV accentue cette différence au niveau de la diversité entre les stations de référence et les stations urbaines (figures 9 et 10). La méthode CABIN ne permet pas de faire de distinction entre les stations de référence et les stations urbaines puisque l'identification ne va pas suffisamment loin. En effet, le nombre maximum de taxon est de 27 au total et de 3 pour les EPT avec la méthode CABIN (OBBN) alors qu'il est de 79 au total et de 24 pour les EPT avec la méthode CVRB. Le nombre total de taxons supérieur de la méthode CABIN observé

pour les stations urbaines peut s'expliquer par le fait que le nombre de MIB est très différent dans certaines stations (171 à 503 MIB). Évidemment, plus le nombre de MIB est élevé et plus il y a de chance de retrouver des taxons rares. Un programme de raréfaction a été utilisé dans le but d'améliorer la comparaison entre les méthodes. Le nombre de MIB a été ajusté à 200 pour chacune des méthodes (annexe 5). La différence entre les méthodes pour les stations urbaines est beaucoup moins importante après cette raréfaction.

L'identification aux formes de la méthode CVRB identifie séparément les coléoptères adultes et larves. Par conséquent, le nombre de formes devrait en tenir compte afin d'éviter de compter deux fois le même taxon. Pour corriger ce problème, seul le nombre de formes le plus élevé entre les adultes et les larves de coléoptères sera pris en compte lors du décompte du nombre total de taxons. En appliquant cette règle, le nombre total de taxons pour la méthode CVRB diminuerait de un dans les stations témoins (figure 19).

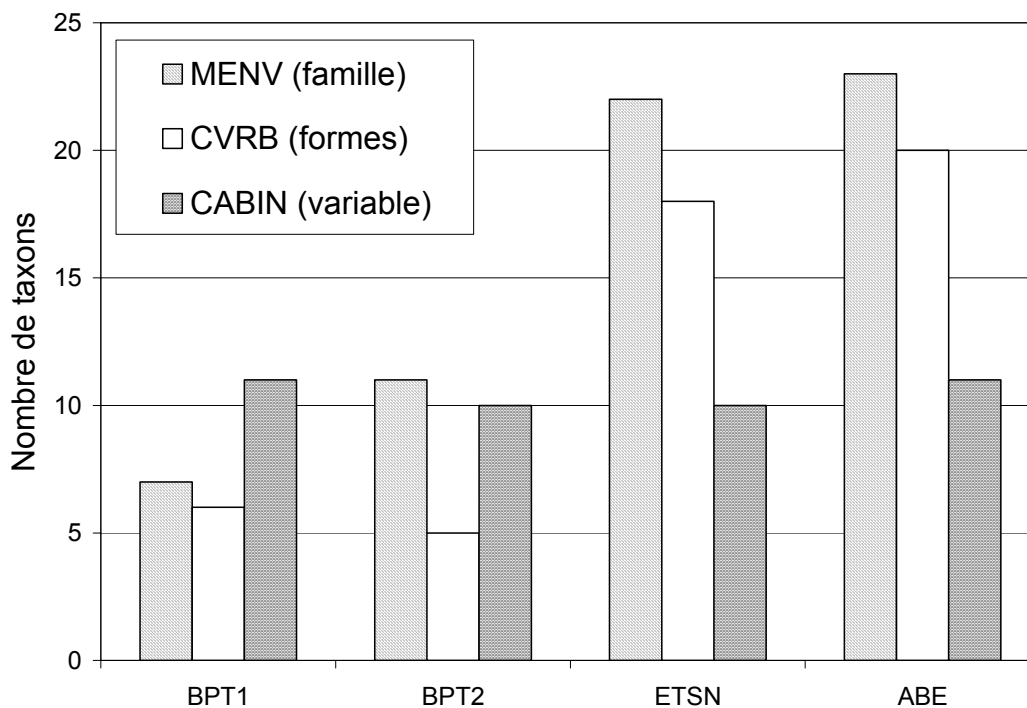


Figure 19 : Comparaison du nombre total de taxons entre les trois méthodes et les quatre stations

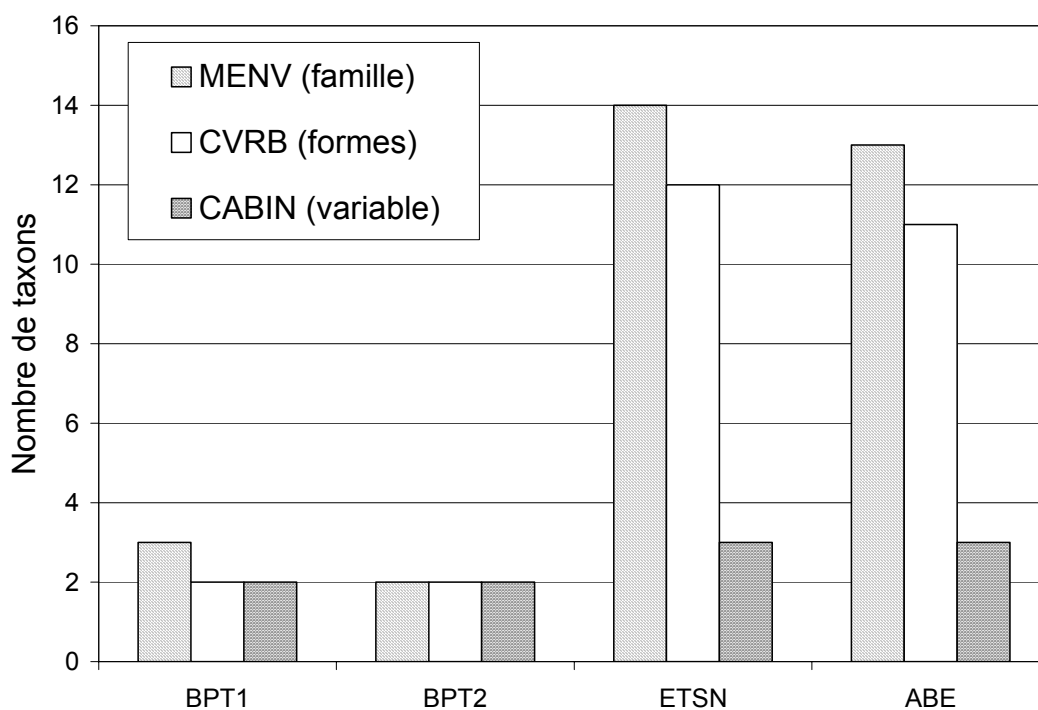


Figure 20 : Comparaison du nombre de taxons EPT (éphémères, plécoptères et trichoptères) entre les trois méthodes et les quatre stations

## INDICE BIOLOGIQUE MULTIMÉTRIQUE

---

L'indice d'intégrité biologique développé pour les volontaires a été calculé pour les méthodes MENV et CVRB (WV SOS, 2005). Cet indice démontre clairement les différences entre la bonne qualité de l'eau des stations de référence qui se retrouvent dans la cote « optimal » et la moins bonne qualité de l'eau des stations en milieu urbain qui se retrouvent dans la cote « marginal » (figure 21). Les résultats obtenus avec les deux méthodes sont similaires. Les données obtenues avec la méthode CABIN n'ont pu être utilisées pour cet indice biologique parce que le niveau d'identification n'est pas suffisant.

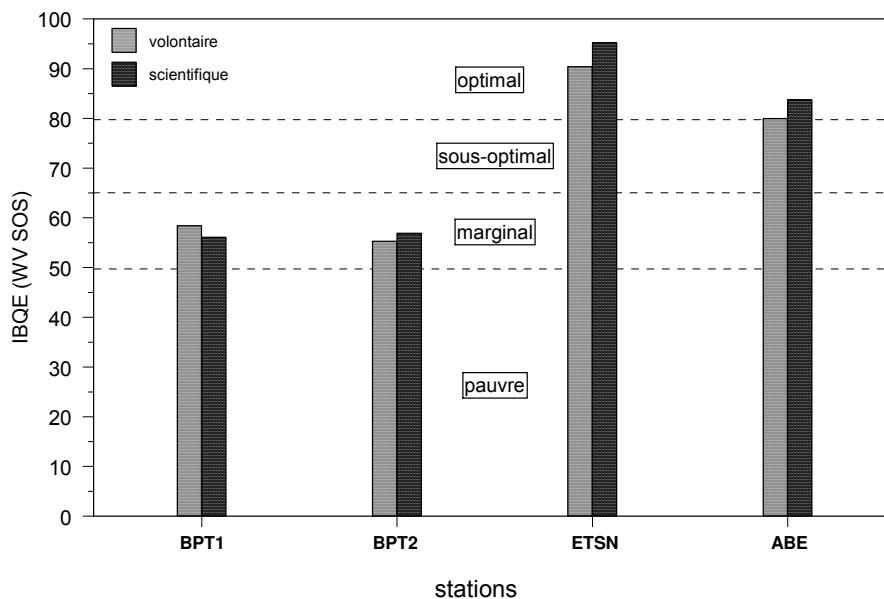


Figure 21 : Comparaison des valeurs d'indice biologique volontaire WVSOS de la Virginie occidentale pour les méthodes CVRB et MENV pour les quatre stations

## DISCUSSION SUR LA MÉTHODOLOGIE

Dans le cadre de cette étude, les méthodes CABIN et CVRB ont été appliquées par un biologiste non spécialisé avec les MIB. La faisabilité de ces deux méthodes par des volontaires (néophytes) n'a donc pas été directement testée. Cependant, la méthode CVRB en développement a été testée sur le terrain (automne 2004) et au laboratoire (hiver 2005) par quelques bénévoles. Les résultats n'ont toutefois pas encore été compilés. Cette première phase de test a permis de démontrer la faisabilité de la méthode CVRB. Elle permettra également de la bonifier.

### MÉTHODOLOGIE SUR LE TERRAIN

---

#### Choix de la station

Le choix de la station semble plus complexe avec la méthode CABIN. En effet, les volontaires doivent choisir un tronçon de rivière mesurant six fois sa largeur aux rives et contenant une section complète fosse/rapide. Pour la méthode CVRB, il suffit de mesurer une station de 50 mètres dans une section à écoulement rapide.

#### Récolte des macroinvertébrés

Les deux méthodes utilisées pour récolter les MIB sont très différentes (zigzag vs coups de filet). Cependant, les deux sont facilement réalisables par des bénévoles. La méthode CABIN en zigzag est la plus facile d'application puisqu'elle ne demande aucune décision de la part de l'échantillonneur. En effet, l'échantillonneur n'a qu'à se déplacer d'une rive à l'autre en zigzag pendant un certain temps en remuant le substrat avec les pieds (Reynoldson *et al.*, 2003). Cette méthode est toutefois plus difficile lorsque le courant est très fort puisqu'il faut simultanément tenir le filet, remuer le substrat et se déplacer latéralement. Pour la méthode CVRB, les bénévoles doivent choisir aléatoirement les dix endroits à échantillonner, des sites à courant rapide (« riffles ») idéalement de vitesses et profondeurs différentes. Cette méthode permet de couvrir une plus grande superficie de la station. Le temps

d'échantillonnage est le même pour les méthodes CABIN et CVRB (cinq minutes). L'analyse des échantillons au laboratoire de ces deux méthodes a permis de constater que l'effort d'échantillonnage n'était pas suffisant. D'ailleurs, les trois échantillons par station récoltés avec la méthode CABIN ont dû être regroupés pour atteindre les 300 MIB visés. L'effort d'échantillonnage devra donc être augmenté pour ces deux méthodes afin de toujours récolter le nombre minimum requis de MIB.

La méthode CABIN suggère l'utilisation des pieds pour déloger les MIB. Cette technique semble moins efficace et pourrait abîmer davantage les organismes que l'utilisation des mains. Cependant, il ne s'agit que d'une hypothèse qui reste à valider.

### **Description du site**

Toutes les méthodes comportent une description générale de la station (latitude, longitude, substrat, température de l'eau, largeur moyenne, profondeur moyenne, vitesse du courant, etc.). Ces variables vont permettre d'interpréter et de mettre en perspective les résultats obtenus avec les MIB. Selon Culp *et al.* (1997) les programmes de biosurveillance utilisant les MIB doivent être accompagnés d'informations sur l'habitat et de données sur la qualité de l'eau. De plus, ces variables vont permettre de comparer les sites testés à des sites de références similaires. Tel que l'explique Barbour *et al.* (1999), lorsque la qualité de l'habitat dans une station testée est semblable à celle des sites de référence, les impacts détectés peuvent être attribués à la qualité de l'eau ou à d'autres facteurs stressants. Cependant, si la qualité de l'habitat diffère beaucoup des conditions de référence, elle devra être prise en compte dans l'interprétation des résultats. Par conséquent, les conclusions sur la qualité de l'eau devront inclure une évaluation de la qualité de l'habitat pour déterminer s'il est un facteur limitant ou non.

Dans la méthode CVRB ces variables sont assez simples à évaluer. Un premier essai avec des bénévoles a été effectué et servira à ajuster la prise de données. Dans la méthode CABIN cette section est très détaillée et demande la prise de plusieurs mesures. Elle est beaucoup plus longue à effectuer que la méthode CVRB. Par



exemple, pour caractériser la dimension du substrat, le protocole CABIN demande de sélectionner aléatoirement dix roches dans le fond de la rivière et de les mesurer une à une (longueur, largeur et hauteur) (Reynoldson *et al.*, 2003). Cette technique fournit des résultats qui semblent peu représentatifs de la réalité. Une simple évaluation visuelle du substrat serait plus appropriée pour des volontaires.

Les méthodes CVRB et MENV suggèrent en plus de la description générale du site, une caractérisation visuelle de l'habitat. Cette caractérisation de l'habitat est proposée par plusieurs groupes (Barbour *et al.*, 1999; WVSOS, 2005; Stark *et al.*, 2001) et elle permet d'attribuer un indice de qualité de l'habitat à chaque station.

La caractérisation de l'habitat obtenue avec la méthode MENV indique que les stations de référence et la station urbaine BPT1 ont un habitat de meilleure qualité que la station urbaine BPT2 (tableau 5 et annexe 4). La caractérisation de l'habitat utilisée dans la méthode CVRB est cependant peu discriminante et elle devra être améliorée. Un essai avec des volontaires a permis de dégager des pistes à explorer afin d'optimiser sa performance. Par exemple, les termes utilisés devront être mieux définis et une banque d'images devra accompagner chacune des classes. Une formation devra également appuyer la caractérisation de l'habitat. Brandon (1999) a comparé l'évaluation de l'habitat entre des professionnels et des volontaires et il a observé que certains paramètres étaient évalués de la même façon par les deux groupes alors que d'autres étaient évalués différemment. Il suggère que les formateurs passent beaucoup de temps à expliquer les différents concepts de cette approche. De plus, Craddock (2003) constate qu'il est préférable que les volontaires suivent un entraînement, aient une expérience de base en écologie des cours d'eau et qu'ils soient familiers avec leur région.

Tableau 5 : Indice de la qualité de l'habitat

Station	méthode MENV (/200)	méthode CVRB (/40)
BPT1	170	34
BPT2	153	34
ETSN	179	37
ABE	189	34

## **MÉTHODOLOGIE AU LABORATOIRE**

---

### **Sélection des sous-échantillons**

La technique de fractionnement avec la boîte « Caton » ou « Caton » modifiée est très intéressante à condition qu'elle soit appliquée de façon systématique. Pour ce faire, il faut que le choix des cases soit aléatoire et que les cases sélectionnées soient complètement triées. Il s'agit d'une technique facilement applicable par des volontaires et qui permet d'économiser beaucoup de temps. La technique proposée par la méthode CABIN (Marchant, 1989) n'a pas été testée, mais il s'agit également d'une technique éprouvée. Le protocole de l'OBBN propose deux méthodes de fractionnement, la boîte Marchant comme pour la méthode CABIN ou la chaudière (Jones *et al.*, 2004). Cette dernière technique consiste à mélanger dans une chaudière le matériel recueilli dans une station et d'aller prélever à l'aide d'une cuillère une portion à traiter. Bien qu'il soit intéressant de proposer une technique aussi peu coûteuse, la représentativité d'un tel sous-échantillon est questionnable.

### **Identification des macroinvertébrés**

Pour l'identification des MIB, les deux méthodes d'identification (CABIN et CVRB) sont beaucoup plus faciles que la méthode MENV puisque l'identification est moins poussée. Elles semblent donc adéquates pour être utilisées par des volontaires.

L'identification pour la méthode CABIN s'effectue très rapidement et sans grande difficulté. Il s'agit de la méthode d'identification la plus simple. En effet, il n'y a que 27

taxons avec l'outil de l'OBBN qui correspondent principalement aux grands ordres de MIB. Cependant, suite au traitement des données, il est difficile d'aller chercher suffisamment d'informations pour qualifier une station à partir d'un niveau d'identification aussi peu poussé. Le niveau d'identification de base (27 taxons) semble insuffisant pour qualifier la santé d'un cours d'eau. Dates (2001) mentionne qu'il semble y avoir un consensus sur le fait que l'identification au niveau taxonomique le plus fin possible au laboratoire fournira le plus d'information. Jones *et al.* (2004) mentionne que les partenaires de l'OBBN possédant une plus grande expertise et des ressources financières supérieures sont encouragés à identifier les MIB à un niveau taxonomique plus fin. Il encourage d'ailleurs l'identification au genre et à l'espèce pour les sites de référence. Toutefois, un tel niveau d'identification ne peut-être réservé qu'à des spécialistes.

L'identification proposée par la méthode CVRB, avec ses 79 taxons, est plus difficile que celle de l'OBBN (méthode CABIN). La première étape est semblable et consiste à séparer les organismes au niveau taxonomique de l'ordre. Cependant, cette méthode va plus loin en séparant les ordres de MIB en différentes formes. La méthode volontaire de la Virginie occidentale utilise également le nombre de formes mais de façon différentes. Contrairement à la méthode CVRB qui possède un nombre de forme prédéterminé, la méthode de la Virginie occidentale permet de faire le dénombrement de toutes les formes observées (WVSOS, 2005). Navis et Gillies (2001) ont constaté que la diversité totale et la diversité d'EPT (éphémères, plécoptères et trichoptères) étaient similaires en comparant la relation entre le nombre de formes et le nombre de familles pour la méthode de la Virginie occidentale, indiquant que l'identification jusqu'aux formes est valide. L'utilisation du nombre de formes demande plus de temps que l'identification selon l'OBBN (méthode CABIN), mais demeure quand même réalisable. La plupart des ordres se séparent facilement en quelques formes par des différences importantes. Cependant, quelques ordres dont les trichoptères et les éphémères demandent une attention particulière. L'analyse des résultats est toutefois beaucoup plus complète avec cette méthode qui se rapproche du niveau d'identification à la famille. Les formes permettent d'obtenir un indice de diversité et des métriques supplémentaires peuvent

être calculées. L'effort supplémentaire consenti au moment de l'identification par cette méthode nous permet d'obtenir un indice de la qualité de l'eau plus précis. Ceci permettra à des groupes de volontaires d'obtenir un indice valide et comparable aux données scientifiques. Il est à noter qu'il sera également possible pour des groupes de volontaires plus expérimentés d'identifier les MIB au niveau taxonomique de la famille, leur permettant ainsi d'obtenir de l'information encore plus précise.

L'OBBN propose aux volontaires des choix lors de l'identification. En effet, il est possible d'identifier les MIB sur le terrain ou au laboratoire à l'état vivant ou préservé. Il est également possible d'identifier les MIB à la loupe ou au stéréomicroscope (Jones *et al.*, 2004). Pour une méthode axée sur les volontaires, nous sommes d'avis qu'il ne devrait pas y avoir autant de choix et la méthode utilisée devrait être standardisée. L'identification des MIB préservés au laboratoire à l'aide d'un stéréomicroscope semble être le minimum essentiel pour que les résultats soient scientifiquement valides. D'ailleurs Navis et Gillies (2001) ont constaté que le tri et l'identification sur le terrain, comparativement au laboratoire, amenait une perte considérable des petits organismes, ce qui a un gros impact sur l'indice final de qualité de l'eau.

L'identification des MIB est une tâche difficile et délicate. Par conséquent, une solide formation devrait être offerte aux groupes de volontaires. Plusieurs auteurs insistent sur l'importance de la formation (Culp *et al.*, 1997; Jones et Dmytrow, 2005; Nerbonne et Vondracek, 2003, US EPA, 1997b). Une étude de Nerbonne et Vondracek (2003) a démontré que les volontaires sans formation sont influencés (gros individus) lors du tri des MIB et qu'ils sont incapables d'identifier la majorité des MIB. La formation devra comprendre les grands principes de taxonomie, les notions de base sur les insectes, les caractéristiques des MIB, les différences entre les ordres, la terminologie, etc.

## CONCLUSIONS ET RECOMMANDATIONS

Considérant que la méthode de l'OBBN est une adaptation de celle de CABIN et qu'elle corrige certaines des lacunes pour être utilisée par des volontaires, il aurait été préférable d'utiliser la méthode OBBN tant sur le terrain qu'au laboratoire au fin de cette comparaison.

Sur le terrain, la méthode CVRB préconise une approche par milieu comme le suggèrent plusieurs auteurs (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001, US EPA, 1997a). Présentement, cette méthode ne s'intéresse qu'au milieu rapide (monohabitat), un protocole d'échantillonnage devra être développé pour les milieux lents (multihabitat). Au contraire la méthode CABIN préconise une seule méthode d'échantillonnage peut importe le type de cours d'eau. L'OBBN possède la même approche mais propose quand même d'autres alternatives d'échantillonnage. La longueur d'une station est facilement déterminée par la méthode CVRB puisqu'il s'agit de mesurer 50 mètres. Pour ce qui est de la méthode CABIN, la station devra mesurer six fois la largeur des rives mais cette section devra comprendre une section fosse/rapide, ce qui reste de causer des difficultés pour des volontaires peu expérimenté avec ces termes.

La caractérisation visuelle de l'habitat de la méthode CVRB est une activité non négligeable qui permet d'avoir plus d'information pour interpréter les résultats. Cependant, les critères et leur description devront être retravaillés afin qu'ils soient plus facilement réalisables par des bénévoles et plus discriminants entre les habitats perturbés et non.

Les deux méthodes volontaires ont permis de récolter des MIB dans des proportions comparables à la méthode MENV. L'effort d'échantillonnage n'était cependant pas suffisant dans le cas des deux méthodes.

Contrairement à ce que suggère certains programmes de suivi volontaire, il est impératif que les échantillons récoltés soient traités à l'intérieur. En plus d'offrir des conditions favorables à l'identification, l'utilisation d'un lieu fermé et calme se rapprochant des conditions de laboratoire est la seule façon d'obtenir des résultats scientifiquement valides. L'utilisation d'un stéréomicroscope est exigée pour la méthode CVRB, outil qui n'est pas obligatoire dans le cas de la méthode CABIN. L'utilisation d'une simple loupe montre que l'identification des plus petits groupes est largement sous évaluée, ce qui risque d'entraîner une surévaluation de la qualité de l'eau par la perte de famille tolérantes à la pollution (ex : non identification des diptères chironomides et des oligochètes).

Le fractionnement utilisé par les deux méthodes est fort intéressant car il permet une économie de temps. Le niveau d'identification à la famille proposé pour la méthode CABIN semble trop difficile pour des volontaires, particulièrement au Québec, où aucun outil d'identification en français n'est disponible. D'un autre côté, le niveau d'identification variable (principalement à l'ordre) que demande au minimum l'OBBN est réalisable par des volontaires mais ne permet pas d'obtenir suffisamment d'informations sur la diversité à l'intérieur des ordres. Il est difficile de distinguer les stations urbaines des stations de référence avec cette méthode. L'approche de la méthode CVRB avec les types de formes est prometteuse, car elle permet un niveau d'identification assez précis pour pouvoir tirer des conclusions discriminantes quant à la qualité globale du site. Les stations urbaines ont pu être facilement séparées des stations de référence et les résultats sont très semblables à ceux obtenus avec la méthode MENV. Entre autres, la différence de diversité observée entre les stations urbaines et de référence est frappante. L'approche par forme permet également le calcul d'un indice d'intégrité biologique (WVSOS). Cet indice tient compte du nombre total de taxons et du nombre de taxons EPT. Un tel indice pourrait être défini pour le Québec et basé sur le nombre de formes. Cette identification aux formes est déjà utilisée dans d'autres programmes de suivi par les collectivités (WV SOS, 2005).

La formation est un élément essentiel de la mise en place d'une activité de suivi par les collectivités. Une telle formation couvre autant les aspects d'échantillonnage sur

le terrain que ceux liés à l'identification des spécimens en laboratoire. Un programme de contrôle et d'assurance de la qualité doit également être mis en place pour assurer la validation des données.

Les données recueillies par les volontaires peuvent être très utiles en permettant une première évaluation de la qualité du milieu. S'il s'avère nécessaire, les organisations gouvernementales pourront pousser plus à fond l'étude d'un secteur donné..

Un programme de suivi volontaire permet d'impliquer directement la population dans la gestion de leurs cours d'eau. Cependant, pour que cet objectif soit atteint, tant au niveau de l'éducation relative à l'environnement que de la qualité des données acquises, certains pré-requis sont essentielles. Dans un premier temps, une formation de quelques jours doit être donnée aux groupes qui utiliseront ce programme. Cette formation devra être renouvelée chaque année. De plus, il est essentiel que les données puissent être utilisables par les scientifiques, ce qui implique la mise en place d'un programme de contrôle de qualité ainsi qu'une gestion ordonnée de l'information. Un soutien scientifique et technique devra être disponible pour répondre aux différents besoins des groupes volontaires tout au long des projets.

Un tel programme de suivi a déjà fait ses preuves dans divers pays. Il nous semble donc tout à fait réaliste de pouvoir l'instaurer au Québec, voire au Canada, en y investissant évidemment, les ressources humaines et financières nécessaires.

## RÉFÉRENCES

Bailey, R.C., R.H. Norris et T.B. Reynoldson. 2004. *Bioassessment of freshwater ecosystems : Using the reference condition approach*. Kluwer Academic Publishers. 170 p.

Barbour, M.T., J. Gerritsen, B.D. Snyder et J.B. Stribling. 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition*. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

[ [www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf](http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf) ]

Borisko, J. 2002. *Water Quality Monitoring with Benthic Macroinvertebrates et Benthic Macroinvertebrates Data Analysis*. Citizen's Environment Watch.

[ [www.citizensenvironmentwatch.org/cew/resources/protocols&manuals.htm](http://www.citizensenvironmentwatch.org/cew/resources/protocols&manuals.htm) ]

Brandon, J. 1999. *Assessing the accuracy of Illinois RiverWatch data : Blue study results 1999*.

CABIN - Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique, 2003. *Programme de formation*. Présentation PowerPoint.

[ [http://cabin.cciw.ca/cabin/asp/french/cabin\\_training\\_presentations\\_f.asp](http://cabin.cciw.ca/cabin/asp/french/cabin_training_presentations_f.asp) ]

Caton, L.W. 1991. Improving subsampling methods for the EPA "Rapid Bioassessment" benthic protocols. *Bulletin of the North American Benthological Society* 8(3):317-319.

Craddock, T. 2003. *West Virginia Save ours stream Advanced stream assessment manuel*. West Virginia Department of Environnemental Protection.



Culp, J.M., K.J. Cash et D.B. Halliwell. 1997. *Volunteer-Based Monitoring Program for the Salmon River Basin: Using Benthic Indicators to Assess Stream Ecosystem Health* National Hydrology Research Institute. Environment Canada

Dates, G. 2000. *Benthic macroinvertebrates monitoring in streams : Where is it going ?* The Volunteer Monitor. Vol. 12 no.1

[ [www.epa.gov/owow/monitoring/volunteer/newsletter/volmon12no1.pdf](http://www.epa.gov/owow/monitoring/volunteer/newsletter/volmon12no1.pdf) ]

Engel S.R. et J.R. Voshell. 2002. *Volunteer Biological Monitoring: Can It Accurately Assess the Ecological Condition of Streams?* American Entomologist 48 (3): 164-177

Gerritsen, J., J. Burton, et M.T. Barbour. 2000. *A stream condition index for West Virginia wadeable streams*. Prepared for USEPA Office of Water and USEPA Region 3.

EPA-822-B00-001. U.S. EPA, Office of Water, Washington, D.C. 80 p.

Goaziou, Y. 2004. *Méthodes d'évaluation de l'intégrité biotique du milieu aquatique basées sur les macroinvertébrés benthiques – rapport de stage*. Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq no ENV/2004/0158, collection no QE/146, 37 p. et 2 ann.

Jones, C., K.M. Somers, B. Craig et T.B. Reynoldson. 2004. *Ontario Benthos Biomonitoring Network Protocol Manuel version 1.0*. 107 p.

[ [http://obbn.eman-ese.ca/obbn/docs/obbn\\_protocol\\_manual\\_v1.0\\_may\\_2004.pdf](http://obbn.eman-ese.ca/obbn/docs/obbn_protocol_manual_v1.0_may_2004.pdf) ]

Jones, C., B. Craig et N. Dmytrow. 2005. *The Ontario Benthos Biomonitoring Network*. OBBN Program Background.

[ [http://obbn.eman-rese.ca/obbn/docs/obbn\\_program\\_background.pdf](http://obbn.eman-rese.ca/obbn/docs/obbn_program_background.pdf) ]

Marchant, R. 1989. *A subsampler for samples of benthic invertebrates*. *Bulletin of the Australian Society of Limnology* 12: 49-52.

Merritt, R. W., & K. W. Cummins. 1997. An introduction to the aquatic insects of North America. 3rd Ed. Kendall/Hunt Publishing CO., Dubuque. Iowa. 52002.

Nerbonne, J.F. et B. Vondracek. 2003. *Volunteer macroinvertebrate monitoring: assessing training needs through examining error and bias in untrained volunteers*. J. N. Am. Benthol. Soc., 2003, 22(1):152–163

McCafferty, W.P. 1983. Aquatic Entomology. Jones and Bartlett Publishers, Inc.

Navis, N. et W.N. Gillies. 2001. *A comparaison of a professional method and a volunteer method for accessing stream health, including discussion of an improved volunteer method, USEPA's Rapid Bioassessment Protocol II vs West Virginia Save our Streams*. Cacapon Institute

[ [www.cacaponinstitute.org/PDF/sci%20society%20No.2.PDF](http://www.cacaponinstitute.org/PDF/sci%20society%20No.2.PDF) ]

Reynoldson, T.B., C. Logan, T. Pascoe et S.P. Thompson, 2003. *Manuel de Terrain et de Laboratoire de Biosurveillance d'Invertébrés*. CABIN - Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique. Institut National de Recherche sur les Eaux.

[ [http://cabin.cciw.ca/cabin/Downloads/French/CABIN\\_Protocol\\_f.doc](http://cabin.cciw.ca/cabin/Downloads/French/CABIN_Protocol_f.doc) ]

Smith, D.G. 2001. *Pennack's freshwater invertebrates of the United States : porifera to crustacea*. 4th edition.

Stark, J. D., Boothroyd, I. K. G., Harding, J. S., Maxted, J. R., Scarsbrook, M. R. 2001. *Protocols for sampling macroinvertebrates in wadeable streams*. New Zealand macroinvertebrate working group report no.1. Prepared for the ministry for the environment. Sustainable management fund project no.5103. 57 p.

US Environmental Protection Agency. 1997a. *Field and laboratory methods for macroinvertebrate and habitat assessment of low gradient nontidal streams*; Mid-Atlantic coastal streams workgroup, Environmental services division, region 3, wheeling, WV; 23 pages with appendices

US Environmental Protection Agency. 1997b. *Volunteer Stream Monitoring: A Methods Manual*. EPA 841 B97-003. Office of Wetlands, Oceans and Watersheds, 4503F. Washington D.C. 20460 EPA 841-B-97-003.

[ [www.epa.gov/volunteer/stream/stream.pdf](http://www.epa.gov/volunteer/stream/stream.pdf) ]

West Virginia Save Our Streams (WV SOS). 2005. *Advanced stream assessment protocols*. 180 p. [ [www.dep.state.wv.us/item.cfm?ssid=11&ss1id=202](http://www.dep.state.wv.us/item.cfm?ssid=11&ss1id=202) ]

Wiggins, G. B. 1977. *Larvae of the North American caddisfly genera*. University of Toronto Press. Toronto, Ontario.