

**Étude comparative des protocoles utilisés par le Réseau de suivi du benthos du gouvernement du Québec et par le Réseau canadien de biosurveillance aquatique du gouvernement du Canada**



**Photo de la page couverture** : Alain Armellin, Environnement Canada

**Référence à citer**

PELLETIER, L. et A. ARMELLIN, 2012. *Étude comparative des protocoles utilisés par le Réseau de suivi du benthos du gouvernement du Québec et par le Réseau canadien de biosurveillance aquatique du gouvernement du Canada*. Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau, ISBN 978-2-550-65656-2 (PDF), 27 p. (dont 7 annexes).

**Mots clés :**

Indice, intégrité biotique, protocole, benthos, ISB<sub>g</sub>, santé, rivière, ruisseau, substrat grossier, RSBenthos, RCBA, eau douce, biosurveillance

Ce document peut être consulté sur le site Internet du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs à l'adresse <http://www.mddefp.gouv.qc.ca> et sur le site Internet d'Environnement Canada à l'adresse <http://www.ec.gc.ca/eau-water>.

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2012  
ISBN 978-2-550-65656-2 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2012

---

## Équipe de Réalisation

### Rédaction

Lyne Pelletier<sup>1</sup>, biologiste, M.Sc. de l'Environnement

Alain Armellin<sup>2</sup>, biologiste, M.Sc. Environnement et prévention

### Échantillonnage MDDEFP

Julie Moisan<sup>1</sup>

Roger Audet<sup>1</sup>

Lyne Pelletier

### Échantillonnage EC

Alain Armellin

Germain Brault<sup>2</sup>

### Macroinvertébrés benthiques échantillonnés par le MDDEFP

Tri et identification au laboratoire de la Direction du suivi de l'état de l'environnement du MDDEFP :

Julie Moisan

Guillaume Desrosiers<sup>1</sup>

René Therreault<sup>1</sup>

Roger Audet

Jonathan Pedneau<sup>3</sup>

### Macroinvertébrés benthiques échantillonnés par EC

Tri et identification par les Laboratoires SAB inc.:

Fernand Therrien

Préparation des matrices et traitement préliminaire des données :

Jean-François Marsan-Paquin<sup>2</sup>

### Révision scientifique

Julie Moisan

Vincent Mercier<sup>2</sup>

Jean-François Bibeault<sup>2</sup>

Mélanie Desrosiers<sup>4</sup>

### Révision linguistique

Sophie Lalonde<sup>5</sup>

### Page couverture, mise en page, graphisme, carte

France Gauthier<sup>1</sup>, Mona Frenette<sup>1</sup>, Nathalie Milhomme<sup>1</sup>, François Boudreault<sup>2</sup>

### Coordination à la diffusion

Johanne Bélanger<sup>1</sup>

---

<sup>1</sup> Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement.

<sup>2</sup> Environnement Canada, Direction des sciences et de la technologie de l'eau.

<sup>3</sup> Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau.

<sup>4</sup> Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec.

<sup>5</sup> Environnement Canada, Services intermédiaires de traduction et de révision.

## Avant-propos

L'étude comparative des protocoles utilisés par le Réseau de suivi du benthos (RSBenthos) et par le Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) a été amorcée en 2008. Des contraintes liées à la planification de la période d'échantillonnage ont toutefois rendu impossible la synchronisation des équipes de terrain à l'automne 2008. L'échantillonnage a tout de même eu lieu, mais selon le calendrier propre à chacune des deux équipes. Huit stations ont été échantillonnées (annexe 1). À l'automne 2008, des événements météorologiques imprévus, soit de fortes pluies qui ont causé la crue des rivières, sont survenus entre l'échantillonnage du RSBenthos au début de septembre et l'échantillonnage du RCBA à la fin septembre. Quatre stations ont donc été exclues dès le départ des analyses statistiques, car le nombre de semaines entre l'échantillonnage des deux équipes à une même station était trop élevé (plus de quatre semaines). Il s'agit des stations des rivières Blanche, Jaune, le Renne et Yamachiche échantillonnées en 2008 (annexe 1).

Un autre suivi a été réalisé en 2009 en s'assurant de la synchronisation des deux équipes d'échantillonnage. Sept stations ont été visitées (tableau 1). Une analyse de groupement avec les quatre stations restantes de l'échantillonnage de 2008 (soit les rivières Jacquot, Mékinac, du Valet et Ferrée) et les sept stations échantillonnées en 2009 a mis en évidence un possible biais lié aux dates d'échantillonnage pour les stations de 2008; ces autres données de 2008 ont donc aussi été retirées des analyses subséquentes. Toutefois, les variables de communautés et l'indice biotique d'Hilsenhoff ont été calculés pour les stations des rivières Jacquot, Mékinac, du Valet et Ferrée échantillonnées en 2008, et ces résultats sont présentés à l'annexe 2. L'annexe 3 présente également le dendrogramme du groupement à lien complet des quatre stations échantillonnées en 2008 selon les deux suivis. Ainsi, seules les données recueillies en 2009 ont été analysées et font l'objet du présent rapport.

## Résumé

En 2008 et 2009, une étude comparative des résultats des suivis de biosurveillance menés par le RSBenthos et par le RCBA a été réalisée dans le but de vérifier si les différences entre les protocoles utilisés influent sur la description de la composition spécifique des communautés benthiques échantillonnées et sur l'évaluation de l'intégrité des communautés benthiques. Seules les données recueillies en 2009 ont été analysées et font l'objet du présent rapport. Les analyses statistiques réalisées sur les variables de communauté, les indices et les analyses multivariées ont mis en évidence une similarité entre les deux suivis. Les différentes procédures utilisées lors de l'échantillonnage et en laboratoire ont une faible influence, particulièrement sur les variables de richesse taxonomique tels le nombre de taxon, le nombre de taxon de EPT, l'indice Hilsenhoff (identification au niveau de la famille), l'ISB<sub>g</sub> et la description des assemblages benthiques. Cependant, il existe des différences notables de composition au sein de certains groupes taxonomiques, comme les éphéméroptères, les trichoptères et les plécoptères. Ces différences peuvent mener à des diagnostics différents de l'état d'intégrité des cours d'eau.

---

## Table des matières

1.	Introduction.....	1
2.	Sites à l'étude.....	2
3.	Matériel et méthodes.....	5
3.1.	Réseau de suivi du benthos du MDDEFP.....	5
3.2.	Réseau canadien de la biosurveillance aquatique d'EC.....	7
4.	Analyse des données.....	8
4.1.	Préparation des matrices de données.....	8
4.2.	Analyses statistiques.....	8
5.	Résultats.....	11
5.1.	Approche avec les variables de communautés et les indices biotiques.....	11
5.1.1.	<i>Comparaison des variables de communautés.....</i>	<i>11</i>
5.1.2.	<i>Comparaison de l'indice biotique d'Hilsenhoff (FBI) et de l'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>) entre les deux suivis.....</i>	<i>13</i>
5.2.	Approche multivariée.....	16
5.2.1.	<i>Analyse de groupement.....</i>	<i>16</i>
5.2.2.	<i>Cadrage multidimensionnel non métrique.....</i>	<i>17</i>
6.	Discussion.....	20
7.	Conclusion.....	23
8.	Bibliographie.....	25

## Liste des tableaux

Tableau 1	Liste des stations échantillonnées en 2009.....	2
Tableau 2	Description biophysique des stations échantillonnées en 2009.....	3
Tableau 3	Sommaire des procédures de terrain et de laboratoire des protocoles du RSBenthos et du RCBA.....	5
Tableau 4	Variables de communautés et indices retenus pour la comparaison des suivis.....	9
Tableau 5	Valeurs de référence communes (RCBA et RSBenthos) pour l'identification à la famille et formule pour la standardisation de chacune des variables de l'ISB <sub>g</sub> ....	10
Tableau 6	Fréquence d'occurrence des familles échantillonnées en 2009 selon les protocoles des deux suivis.....	12

---

---

Tableau 7	Comparaison des valeurs moyennes (écart type) des variables calculées à partir des données récoltées pour les deux suivis en 2009 (n = 7) .....	13
Tableau 8	Valeurs standardisées selon les formules du tableau 5 et valeurs de l'ISB <sub>g</sub> .....	15
Tableau 9	Comparaison de l'ISB <sub>g</sub> calculé avec les valeurs de référence obtenues à partir de la base de données (au genre) du RSBenthos et de l'ISB <sub>g</sub> calculé avec les données (à la famille) du RCBA et du RSBenthos obtenues dans cette étude .....	16
Tableau 10	Comparaison de l'abondance relative des macroinvertébrés identifiés à la famille pour chacun des suivis et contribution à la dissimilarité entre les assemblages benthiques en 2009 .....	19

## Liste des figures

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage .....	3
Figure 2	Utilisation du territoire à une station de référence, la rivière à la Pêche (A), et à une station test, la rivière le Renne (B).....	4
Figure 3	Exemple de la répartition des vingt parcelles échantillonnées pour le RSBenthos .....	6
Figure 4	Filet troubleau (D-net) standardisé du RSBenthos .....	6
Figure 5	Filet troubleau ( <i>kick net</i> ) standardisé du RCBA .....	7
Figure 6	Exemple d'un parcours en zigzag lors de l'échantillonnage du RCBA .....	7
Figure 7	Comparaison des valeurs de l'indice biotique d'Hilsenhoff (à la famille), selon les suivis du RCBA et du RSBenthos.....	14
Figure 8	Comparaison des valeurs de l'ISB <sub>g</sub> , selon les suivis du RCBA et du RSBenthos ...	15
Figure 9	Dendrogramme du groupement à lien complet des stations échantillonnées en 2009 pour les deux suivis .....	17
Figure 10	Cadrage multidimensionnel non métrique des stations échantillonnées en 2009 pour les deux suivis .....	18

## Liste des annexes

Annexe 1	Liste des stations éliminées des analyses.....	28
Annexe 2	Variation de communautés et indices mesurés aux stations échantillonnées en 2008.....	29
Annexe 3	Résultats des analyses multivariées effectuées avec les données des stations échantillonnées en 2008.....	30
Annexe 4	Comparaison des méthodologies utilisées par le RSBenthos et le RCBA .....	31

---

---

Annexe 5	Valeurs de référence des six variables qui composent l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat grossier ( $ISB_g$ ), selon le niveau d'identification au genre (MDDEFP, 2012) .....	32
Annexe 6	Abondance relative mesurée lors des suivis du RSBenthos et du RCBA .....	33
Annexe 7	Valeurs des variables de communauté et des indices mesurés lors des suivis du RSBenthos et du RCBA.....	35

## Liste des sigles

AAC	Agriculture et agroalimentaire Canada
CIC	Canards Illimités Canada
CSL	Centre Saint-Laurent
EC	Environnement Canada
ESEE	Études de suivi des effets sur l'environnement
ESRI	<i>Environmental Systems Research Institute inc.</i>
ISB <sub>g</sub>	Indice de santé du benthos – cours d'eau à substrat grossier
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MRNFP	Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs
OBBN	<i>Ontario Benthos Biomonitoring Network</i>
RCBA	Réseau canadien de biosurveillance aquatique
RSBenthos	Réseau de suivi du benthos
SCF	Service canadien de la faune



## 1. Introduction

Depuis de nombreuses années, la biosurveillance basée sur les macroinvertébrés benthiques gagne en popularité au Canada. Les raisons de cet intérêt sont multiples. La biosurveillance constitue une approche complémentaire à la surveillance traditionnelle des caractéristiques physiques et chimiques de la qualité de l'eau. Parce qu'elle utilise des organismes vivants qui intègrent les effets dans le temps, la biosurveillance permet d'observer les effets cumulatifs des contaminants ainsi que leurs valeurs maximales pouvant survenir en dehors des échantillonnages physicochimiques ponctuels. La biosurveillance permet d'évaluer d'autres pressions sur les écosystèmes aquatiques, comme la quantité d'eau, l'introduction d'espèces exotiques ou encore la dégradation de l'habitat. Au Canada, il existe de nombreux programmes de biosurveillance, tant au fédéral, avec par exemple, le Réseau canadien de biosurveillance aquatique (RCBA) ou le programme des études de suivi des effets sur l'environnement (ESEE), qu'à l'échelle provinciale, où on retrouve le *Ontario Benthos Biomonitoring Network* (OBBN) en Ontario ou encore le Réseau de suivi du benthos (RSBenthos) au Québec. Quelques études se sont attardées à comparer les différents suivis existants (Brua *et al.*, 2010; Bennett, 2004, 2007; Page et Sylvestre, 2006; Borisko *et al.*, 2007). Ces études ont comparé la sélectivité des engins de capture de maillages différents (filet Surber, filet troubleau [*D-net* et *kick net*] et filet en U), et ses effets sur la composition spécifique des communautés benthiques et sur les différents indices biotiques. Ces études comparatives font ressortir que, de façon générale, les communautés benthiques et les indices biotiques sont relativement similaires, indépendamment de l'engin de récolte (filet Surber, filet troubleau [*D-net* et *kick net*] et filet en U).

Au Québec, Environnement Canada (EC) avec le RCBA et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) avec le RSBenthos coordonnent et réalisent le suivi de l'intégrité des petits cours d'eau. Ces deux suivis présentent plusieurs différences méthodologiques sur le plan de la récolte et du traitement des échantillons de macroinvertébrés en laboratoire et de l'évaluation de l'intégrité biotique des cours d'eau (Moisan et Pelletier, 2008; Environnement Canada, 2010; McDermott *et al.*, 2010; cf. section 2.1). Les principales différences sont la dimension des mailles des engins de récolte, la méthode de récolte proprement dite des organismes (échantillonnage stationnaire versus balayage), le nombre d'organismes à identifier et le type d'appareil de fractionnement des échantillons. Malgré ces disparités méthodologiques, il serait avantageux de pouvoir partager les données afin que chaque suivi de biosurveillance puisse contribuer à l'autre. Ainsi, une comparaison des méthodologies a été entreprise dans le but de répondre aux deux questions suivantes :

- 1) Observe-t-on des différences dans la composition spécifique des communautés benthiques échantillonnées selon les deux types de suivi?
- 2) Y a-t-il une similitude entre les deux suivis concernant l'évaluation de l'intégrité des communautés benthiques déterminée à l'aide d'indices biotiques usuels?

Le suivi de 2009 a été réalisé en s'assurant de la synchronisation des deux équipes d'échantillonnage et de la comparabilité de l'habitat aquatique dans les tronçons des rivières

étudiées. Cependant, aucune comparaison entre les deux suivis ne sera faite sur le plan de la description du site, de la caractérisation du tronçon et de l'évaluation de l'habitat.

## 2. Sites à l'étude

Les sites à l'étude se situent dans les bassins versants des rivières du Sud, Etchemin, Montmorency, Sainte-Anne, Saint-Maurice et Yamaska (tableau 1 et figure 1). La superficie drainée aux sites (tableau 2) varie de 15,5 km<sup>2</sup> (Petite rivière Sainte-Marguerite) à 99,3 km<sup>2</sup> (rivière Mauvaise), et leur altitude varie de 109 m (rivière Jaune) à 356 m (rivière des Fleurs). Un système d'information géographique (SIG) (ArcGIS, version 9.3.1; ESRI Redlands, Californie) a été utilisé pour déterminer l'utilisation du sol (en pourcentage) en amont de chaque site d'échantillonnage : milieu urbain, agriculture, forêt et milieux humides. Les statistiques sur l'occupation du sol proviennent d'images classifiées Landsat-7 du sud du Québec pour 1999-2003 (SCF, Faune Québec, CIC, MRNFP, MAPAQ, AAC, CSL) et d'images classifiées Landsat-5 pour 1993-1996 (MAPAQ). Les rivières des Fleurs, Mauvaise, Ferrée, à la Pêche et la Petite rivière Sainte-Marguerite drainent des territoires où la forêt couvre plus de 85 % de leur bassin versant. Ces stations sont appelées « de référence » en raison de la forte proportion de forêt dans le bassin versant et des faibles pressions d'origine anthropique, urbaine et agricole (tableau 2). Le RSBenthos du MDDEFP utilise des critères quantitatifs tels que la superficie du bassin versant en amont de la station occupée par la forêt (> 50 %), la superficie du bassin versant en amont de la station occupée par l'agriculture (< 30 %), les concentrations d'azote total (< 1,5 mg/l) et de phosphore total (< 0,03 mg/l) pour sélectionner les stations de références. Pour les stations de ces cinq rivières, l'ensemble des critères ont été respectés (MDDEFP, 2012). Les bassins versants aux stations des rivières Jaune et le Renne ont une vocation agroforestière avec, respectivement, 61 % et 44 % de leur superficie en forêt en amont des stations d'échantillonnage, tandis que l'agriculture y occupe respectivement 28 % et 47 % du territoire (tableau 2). Ces deux stations sont appelées « tests » puisque les pressions d'origine agricole y sont plus importantes qu'aux stations de référence. La figure 2 illustre l'utilisation du territoire à une station de référence et à une station test.

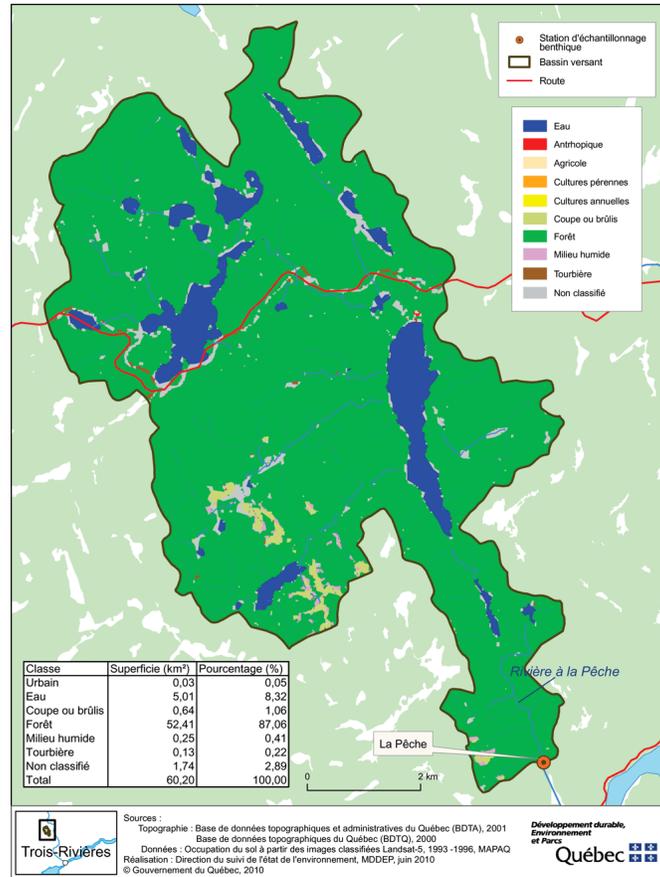
Tableau 1 Liste des stations échantillonnées en 2009

Rivière	Numéro de station du MDDEFP	Numéro BQMA <sup>1</sup>	Bassin versant	Année de l'échantillonnage	Date d'échantillonnage		Province naturelle <sup>2</sup>
					RSbenthos	RCBA	
des Fleurs	FLEU0109	02330041	Etchemin	2009	2009-09-16	2009-09-16	Appalaches
Petite rivière Sainte-Marguerite	PSMA0109	02310038	Rivière du Sud	2009	2009-09-16	2009-09-16	Appalaches
Mauvaise	MAUV0109	05040190	Sainte-Anne	2009	2009-09-15	2009-09-15	Basses-terres du Saint-Laurent
Ferrée	FERR0109	05100032	Montmorency	2009	2009-09-16	2009-09-16	Basses-terres du Saint-Laurent
Jaune	JAUN0109	03030339	Yamaska	2009	2009-09-14	2009-09-14	Appalaches
le Renne	RENN0109	03030341	Yamaska	2009	2009-09-14	2009-09-14	Basses-terres du Saint-Laurent
à la Pêche	PECH0109	05010541	Saint-Maurice	2009	2009-09-15	2009-09-15	Laurentides méridionales

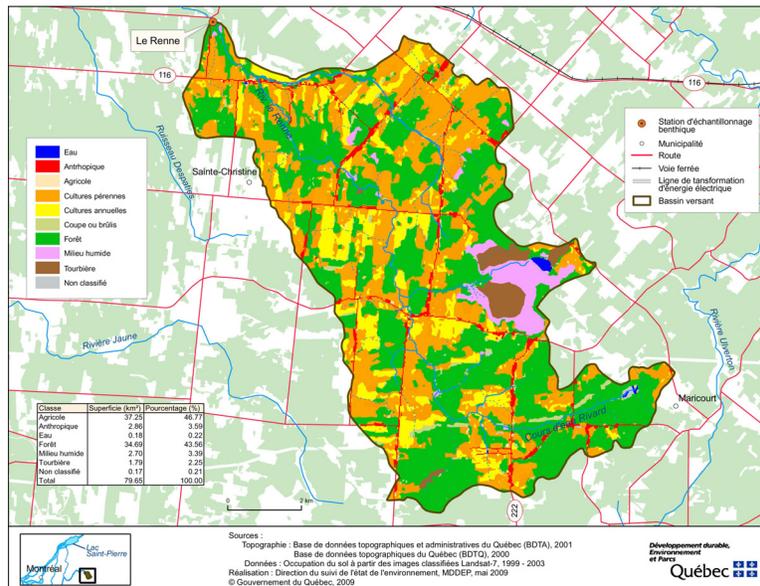
<sup>1</sup>BQMA : Banque de données sur la qualité du milieu aquatique

<sup>2</sup>Li et Ducruc (1999)





A) Rivière à la Pêche



B) Rivière le Renne

Figure 2 Utilisation du territoire à une station de référence, la rivière à la Pêche (A), et à une station test, la rivière le Renne (B)

### 3. Matériel et méthodes

Le suivi de 2009 a été réalisé en s’assurant du synchronisme des deux équipes d’échantillonnage et de la comparabilité de l’habitat aquatique dans les tronçons de rivières étudiés (tableau 1). L’échantillonnage des macroinvertébrés pour le suivi du RCBA a été réalisé immédiatement en amont de la station échantillonnée par le RSBenthos.

Les paragraphes suivants décrivent de façon sommaire les méthodes de récolte des macroinvertébrés et d’analyse en laboratoire adoptées pour chacun des suivis. Le tableau 3 résume les similitudes et les divergences des protocoles du RSBenthos et du RCBA (Moisan et Pelletier, 2008; Environnement Canada, 2010; McDermott *et al.*, 2010). L’annexe 4 présente un tableau comparatif complet des divers éléments constituant les protocoles des deux suivis.

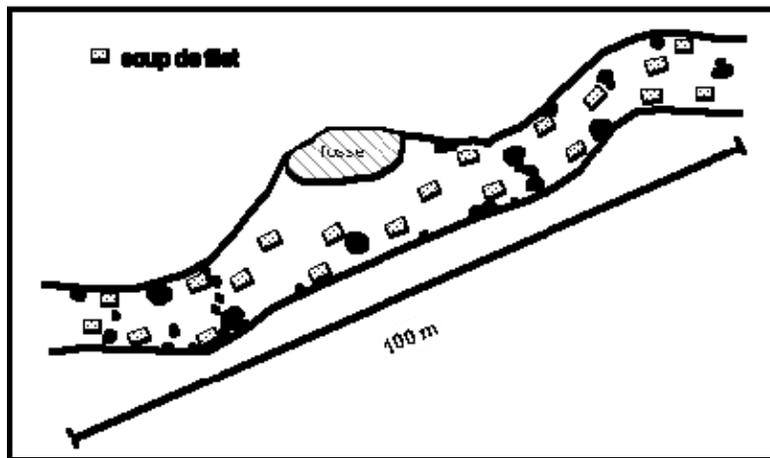
Tableau 3 Sommaire des procédures de terrain et de laboratoire des protocoles du RSBenthos et du RCBA

	RSBenthos	RCBA
<b>Récolte des invertébrés</b>		
a) Type d’engin	a) Filet troubleau (30 cm de large; <i>D-net</i> )	a) Filet troubleau (38 cm de large; <i>kick net</i> )
b) Mailles de l’engin	b) 600 µm	b) 400 µm
c) Superficie	c) 3 m <sup>2</sup>	c) n.d.
d) Mode de récolte	d) Main et occasionnellement pied	d) Pied et occasionnellement main
e) Technique	e) 20 coups de filet (30 cm × 50 cm; 30 secondes)	e) Zigzag continu avec le filet pendant 3 minutes
f) AQ/CQ – terrain	f) Non	f) Oui
<b>Traitement des échantillons d’invertébrés en laboratoire</b>		
a) Préparation des échantillons	a) Oui	a) Oui
b) Fractionnement	b) Oui, plateau de Caton	b) Oui, boîte de Marchant
c) Nbre d’organismes	c) > 200	c) > 300
d) Types d’organismes	d) Épibenthiques	d) Épibenthiques
e) Niveau d’identification	e) 3 niveaux : niveau 1, famille et genre	e) 2 niveaux : famille (genre ou espèce pour les sites de référence)
f) AQ/CQ – tri et identification	f) oui réalisés au laboratoire du MDDEFP depuis 1989	f) Oui

#### 3.1. Réseau de suivi du benthos du MDDEFP

L’échantillonnage des cours d’eau dont le substrat est principalement grossier est réalisé dans les seuils et les plats courants (Moisan et Pelletier, 2008); il s’agit d’une méthode dite de « monohabitat ». Chaque station mesure 100 m de longueur. Vingt parcelles de 30 cm × 50 cm, sélectionnées aléatoirement, sont échantillonnées avec un filet troubleau (*D-net*) standardisé à

mailles de 600  $\mu\text{m}$  (figures 3 et 4). Dans chaque parcelle, le substrat est déplacé avec les mains pendant 30 secondes et les organismes délogés sont récoltés avec le filet. L'ensemble des échantillons récoltés dans les 20 parcelles forme un échantillon composite provenant d'une surface totale de 3 m<sup>2</sup>.



Source : Moisan et Pelletier, 2008.

Figure 3 Exemple de la répartition des vingt parcelles échantillonnées pour le RSBenthos



Photo : Julie Moisan, MDDEFP.

Figure 4 Filet troubleau (D-net) standardisé du RSBenthos

Les échantillons récoltés sont conservés dans l'alcool éthylique à 70 % et apportés au laboratoire. Les échantillons sont ensuite sous-échantillonnés avec un plateau de fractionnement Caton (Caton, 1991) de 30 cm  $\times$  36 cm, en visant l'obtention d'un nombre minimum de 200 organismes. Le tri s'effectue avec un stéréomicroscope à un grossissement de 10x à 100x dans un plateau de tri « Bogorov » et la plupart des organismes sont identifiés au genre. Pour les insectes, la taxonomie finale suit Merritt *et al.* (2008) et pour les autres invertébrés (ci-après appelés « non-insectes »), la taxonomie finale repose sur Smith (2001).

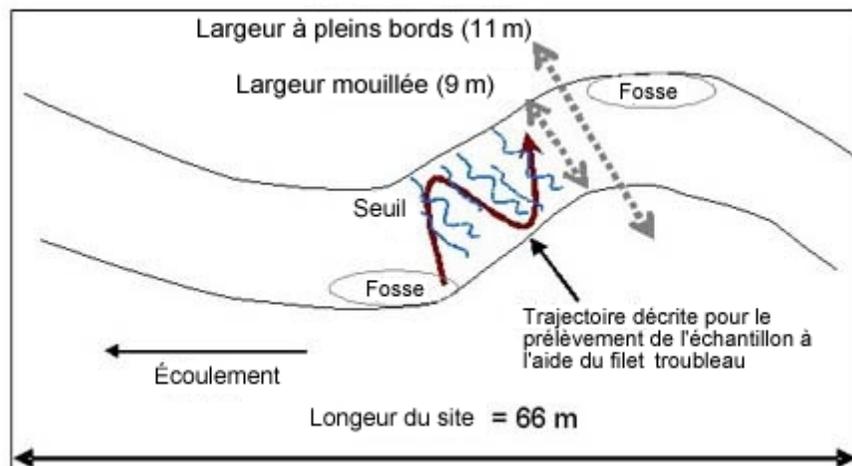
### 3.2. Réseau canadien de la biosurveillance aquatique d'EC

Le protocole de biosurveillance du RCBA a été mis au point pour le suivi des petits cours d'eau à substrat rocheux. Une station d'échantillonnage correspond à six fois la largeur en eau du cours d'eau ce qui correspond à la succession fosse-seuil-fosse d'une rivière (Newbury et Gaboury 1993). Ainsi, pour un cours d'eau d'une largeur de 6 m, la station d'échantillonnage mesure 36 m; la longueur de la station varie donc selon le cours d'eau considéré. La récolte des invertébrés se fait à l'aide d'un filet troubleau (*kick net*) standardisé sur lequel est fixé un sac-filet à mailles de 400  $\mu\text{m}$  (figure 5). Le substrat est frotté avec les pieds le long d'un parcours en zigzag effectué d'une rive à l'autre, et ce, afin de couvrir le maximum de microhabitats benthiques (figure 6). L'échantillonneur récolte les organismes avec le filet qu'il déplace dans son sillage; cette opération dure trois minutes. Ce type d'échantillonnage est qualifié de semi-quantitatif ou échantillonnage par unité d'effort (Environnement Canada, 2010). Les organismes récoltés sont conservés dans une solution tamponnée de formaldéhyde à 10 % pour une période minimale de 72 heures afin de fixer les tissus. Après ce délai, ils sont transférés dans de l'alcool éthylique à 70 %.



Photo : Alain Armellin, EC.

Figure 5 Filet troubleau (*kick net*) standardisé du RCBA



Source : Environnement Canada, 2010.

Figure 6 Exemple d'un parcours en zigzag lors de l'échantillonnage du RCBA

Une fois au laboratoire, l'échantillon est sous-échantillonné à l'aide d'une boîte de Marchant (Marchant, 1989), laquelle est constituée d'une boîte rectangulaire de plexiglas subdivisée en 100 cellules. Par la suite, le tri et l'identification des organismes se font à l'aide d'un stéréomicroscope à un grossissement de 10x à 80x ou, le cas échéant, au microscope (60x à 1500x) pour l'identification des organismes montés sur lame. Le niveau taxonomique minimal est la famille; toutefois, dans le cas des sites de référence, on recommande une identification à un niveau taxonomique plus fin, soit au genre ou à l'espèce. Un minimum de 300 organismes doit être dénombré (McDermott *et al.*, 2010). Les identifications se font à l'aide des ouvrages de références reconnus cités précédemment (Merritt *et al.*, 2008; Smith, 2001). Les procédures d'assurance de la qualité et de contrôle de la qualité (AQ/CQ) du tri et de l'identification sont décrites dans McDermott *et al.* (2010).

## **4. Analyse des données**

### **4.1. Préparation des matrices de données**

La comparaison des deux suivis a été réalisée avec les données des sept stations échantillonnées en 2009. Cinq des sept stations sont considérées comme étant des sites peu ou pas perturbés et représentent les conditions de référence (rivières Ferrée, des Fleurs, à la Pêche, Mauvaise et Petite rivière Sainte-Marguerite), alors que les deux autres stations se trouvent sur un territoire à vocation agricole, soit les rivières Jaune et le Renne.

Bien que le niveau taxonomique choisi par le RCBA et le RSBenthos pour l'identification des macroinvertébrés (tableau 3) soit différent, le niveau d'identification retenu pour cette étude est la famille. Toutes les valeurs d'abondance ont donc été compilées à la famille, à l'exception des Lepidoptera, des Acari, des Oligochaeta et des Nemertea qui ne sont pas des familles et qui ont été conservés tels quels dans les analyses. Les données sur les Ostracoda, les Cladocera, les Platyhelminthes et les Nematoda ont été retirées des matrices.

### **4.2. Analyses statistiques**

L'analyse des données et les comparaisons entre les suivis ont été réalisées suivant deux approches, soit une approche avec les variables de communautés et les indices, et une approche multidimensionnelle. L'approche par variables de communautés et indices (tableau 4) est pertinente puisqu'elle permet de vérifier si les deux suivis arrivent à une même évaluation de l'intégrité biotique à une station donnée; de plus, elle est recommandée par plusieurs auteurs (Barbour *et al.*, 1999; Karr, 1998; WFD, 2005; AQEM, 2002).

Tableau 4 Variables de communautés et indices retenus pour la comparaison des suivis

Catégorie	Variable, indice et abréviation	Définition ou formule	Réponse prédite selon l'augmentation des perturbations
Richesse taxonomique (famille)	Nombre total de taxons (NTAXTOT)	Nombre total de taxons	<i>diminue</i>
	Nombre de taxons EPT (NTAXEPT)	Nombre de taxons d'éphéméroptères, de trichoptères et de plécoptères	<i>diminue</i>
	Nombre de taxons E (NTAXEPH)	Nombre de taxons d'éphéméroptères	<i>diminue</i>
	Nombre de taxons P (NTAXPL)	Nombre de taxons de plécoptères	<i>diminue</i>
	Nombre de taxons T (NTAXTRICH)	Nombre de taxons de trichoptères	<i>diminue</i>
Composition taxonomique	% insectes (PINSE)	Abondance d'insectes/abondance totale*100	<i>diminue</i>
	% non-insectes (PNONINS)	Abondance des non-insectes/abondance totale*100	<i>augmente</i>
	% EPT (PEPT)	Abondance de taxons d'éphéméroptères, de trichoptères et de plécoptères/abondance totale*100	<i>diminue</i>
	% E (PEPH)	Abondance de taxons d'éphéméroptères/abondance totale*100	<i>diminue</i>
	% P (PPLE)	Abondance de taxons de plécoptères/abondance totale*100	<i>diminue</i>
	% T (PTRICHO)	Abondance de taxons de trichoptères/abondance totale*100	<i>variable</i>
	% EPT sans H (PEPTSANHYDR)	Abondance de taxons d'éphéméroptères, de trichoptères (excluant les Hydropsychidae) et de plécoptères/abondance totale*100	<i>diminue</i>
	% de Chironomidae (PCHIRO)	Abondance des Chironomidae/abondance totale*100	<i>augmente</i>
	% d'oligochètes (POLIGOC)	Abondance d'oligochètes/abondance totale*100	<i>augmente</i>
	% Hydropsychidae (PHYDRO)	Abondances d'Hydropsychidae/abondance totale*100	<i>augmente</i>
	% mollusques (PMOLL)	Abondances de mollusques/abondance totale*100	<i>variable</i>
	% Baetidae (PBAET)	Abondances de Baetidae/abondance totale*100	<i>augmente</i>
Diversité taxonomique	Indice de Shannon-Wiener (H') (SHANNWIENER)	$H' = -3,322 \sum_{i=1}^s p_i \log(p_i)$	<i>diminue</i>
Tolérance à la pollution	% des deux taxons dominants (famille) (PTAXDOMDEUX)	Abondance des deux taxons les plus abondants/abondance totale*100	<i>augmente</i>
	% de tolérants (PTOL)	Abondance d'organismes ayant une cote de tolérance > 6/abondance totale*100	<i>augmente</i>
	Indice biotique d'Hilsenhoff (FBI); cote de tolérance, à la famille (HBI); cote de tolérance au genre	$\sum x_i t_i / n$ x <sub>i</sub> : nombre d'individus du i <sup>e</sup> taxon t <sub>i</sub> : tolérance du i <sup>e</sup> taxon n : nombre d'individus composant l'échantillon	<i>augmente</i>

L'échelle d'interprétation des résultats obtenus pour l'indice FBI (tableau 4) est celle d'Hilsenhoff (1988) présentée dans Moisan et Pelletier (2008).

L'indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat grossier (ISB<sub>g</sub>) élaboré par le MDDEFP a également été calculé et comparé pour chacun des suivis. Cet indice multimétrique est composé des six variables suivantes : le nombre total de taxons, le nombre de taxons EPT, le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae, le pourcentage de Chironomidae, le pourcentage des deux taxons dominants et l'indice d'Hilsenhoff (MDDEFP, 2012; Moisan et Pelletier, 2008). Puisque l'ISB<sub>g</sub> de base du MDDEFP est calibré avec les données recueillies entre 2003 et 2008 (83 échantillons) et pour une identification au genre (annexe 5; MDDEFP, 2012), il a été nécessaire de recalibrer exceptionnellement l'ISB<sub>g</sub> pour une identification à la famille. Ainsi, les valeurs de référence de chacune des six variables de l'ISB<sub>g</sub> utilisées dans la présente étude sont établies avec le 95<sup>e</sup> ou le 5<sup>e</sup> centile des données obtenues dans les 14 échantillons récoltés par le RSBenthos et le RCBA en 2009 (tableau 5). L'emploi du 95<sup>e</sup> centile est réservé aux variables diminuant avec l'augmentation des perturbations, par exemple le nombre de taxons EPT, alors que le 5<sup>e</sup> centile est utilisé pour les variables augmentant avec les perturbations, comme l'indice d'Hilsenhoff (tableau 4).

Le calcul de l'ISB<sub>g</sub> à une station est réalisé, premièrement, en ramenant les valeurs des six variables sur une échelle commune (0 à 100) avec les formules présentées dans le tableau 5. Par la suite, la valeur unique de l'ISB<sub>g</sub> est obtenue en faisant la moyenne des valeurs calculées avec les formules des six variables (tableau 5). L'ISB<sub>g</sub> suit une échelle qui varie de 0 à 100 unités, 100 étant la meilleure intégrité biotique du milieu. La variabilité interannuelle, ou la précision, de cet indice est évaluée à 10 unités. (MDDEFP, 2012).

Tableau 5 Valeurs de référence communes (RCBA et RSBenthos) pour l'identification à la famille et formule pour la standardisation de chacune des variables de l'ISB<sub>g</sub>

<i>Variable qui diminue avec la dégradation</i>	<b>Valeur de référence</b>	<b>Formule</b>
Nombre total de taxons	30	$(X \div 30) \times 100$
Nombre de taxons EPT	19	$(X \div 19) \times 100$
% EPT sans Hydropsychidae	82,9	$(X \div 82,9) \times 100$
<i>Variable qui augmente avec la dégradation</i>	<b>Valeur de référence</b>	
% Chironomidae	4,6	$[(100 - X) \div (100 - 4,6)] \times 100$
% des deux taxons dominants	30,1	$[(100 - X) \div (100 - 30,1)] \times 100$
FBI	3,18	$[(10 - X) \div (10 - 3,18)] \times 100$

La comparaison des valeurs des variables de communautés et des indices (FBI et ISB<sub>g</sub>) calculées pour les différentes stations et pour chacun des suivis est réalisée avec un test *t* (Page et Sylvestre, 2006; Brua *et al.*, 2010). Lorsque c'était nécessaire, les données ont été transformées à l'aide de

l'équation  $\log_{10}(x + 1)$  ou en  $\log_{10}$  afin de les normaliser. Les analyses statistiques ont été réalisées avec le logiciel SYSTAT (SYSTAT, 2004).

L'analyse multivariée a été réalisée à l'aide du logiciel PRIMER 6 (Clarke et Gorley, 2006). Puisque l'effort d'échantillonnage n'est pas comparable d'une méthode à l'autre (superficie échantillonnée *versus* échantillonnage par unité d'effort), les résultats ont été exprimés en abondance relative à des fins de comparaison (Brua *et al.*, 2010). Pour effectuer l'analyse de groupement, les données d'abondance relative ont été normalisées à l'aide de l'équation  $\log_{10}(x + 1)$ . Par la suite, l'indice de similarité de Bray-Curtis a été calculé et la matrice résultante a été soumise à une analyse de groupement à lien complet (routine UPGMA). Afin d'interpréter les différences entre les communautés benthiques, une analyse de similarité (routine ANOSIM) a ensuite été effectuée (Brua *et al.*, 2010). Cette analyse statistique permet de comparer la similitude entre les réplicats, lesquels correspondent aux échantillons récoltés pour chacun des deux suivis, et elle est analogue à une analyse de variance. La statistique R produite par l'analyse de similarité varie de zéro (0) (les valeurs de l'indice de similarité de Bray-Curtis entre les sites et les réplicats sont similaires), à un (1) (il y a dissimilarité entre les sites et à l'intérieur des sites). Par la suite, la matrice de similarité a été soumise à une ordination par cadrage multidimensionnel non métrique (CMN) (*nonmetric multidimensional scaling*; NMS). Finalement, la routine SIMPER a été appliquée pour permettre de comparer la contribution de chaque taxon à la moyenne des dissimilarités. Ainsi, les taxons qui contribuent le plus aux différences entre les assemblages obtenus avec les deux méthodes peuvent être déterminés (Brua *et al.*, 2010; Clarke et Warwick, 2001).

## 5. Résultats

### 5.1. Approche avec les variables de communautés et les indices biotiques

#### 5.1.1. Comparaison des variables de communautés

La base de données des sept stations échantillonnées en 2009 inclut 43 taxons pour le suivi du RSBenthos et 40 taxons pour celui du RCBA. Vingt-deux familles dont l'occurrence est supérieure à 50 % sont communes aux deux suivis (en gris dans le tableau 6). Les familles dont l'occurrence est supérieure ou égale à 86 % simultanément dans les deux suivis sont les Baetidae, les Ephemerellidae, les Heptageniidae, les Hydropsychidae, les Perlidae, les Chironomidae, les Elmidae, les Rhyacophilidae, les Oligochaeta, les Tipulidae, les Acari, les Philopotamidae, les Capniidae et les Empididae. Les familles peu communes, soit celles ayant une occurrence inférieure à 15 %, sont au nombre de neuf pour le suivi du RSBenthos et de dix pour celui du RCBA. Lorsqu'elles sont présentes, ces familles ont également des abondances relatives très faibles (annexe 6). Les gastéropodes Ancyliidae, les diptères Ceratopogonidae et les trichoptères Brachycentridae semblent être récoltés plus souvent dans le suivi du RSBenthos que dans le suivi du RCBA (tableau 6). Il existe une bonne similitude entre les deux types de suivis en termes de fréquence d'occurrence (tableau 6).

Tableau 6 Fréquence d'occurrence des familles échantillonnées en 2009 selon les protocoles des deux suivis

Ordre	Famille	RSBenthos	RCBA
		Fréquence d'occurrence (%)	Fréquence d'occurrence (%)
TRICHOPTERA	RHYACOPHILIDAE	100	86
OLIGOCHAETA	OLIGOCHAETA	100	86
EPHEMEROPTERA	BAETIDAE	100	100
EPHEMEROPTERA	EPHEMERELLIDAE	100	100
EPHEMEROPTERA	HEPTAGENIIDAE	100	100
TRICHOPTERA	HYDROPSYCHIDAE	100	100
PLECOPTERA	PERLIDAE	100	100
DIPTERA	CHIRONOMIDAE	100	100
COLEOPTERA	ELMIDAE	100	100
TRICHOPTERA	PHILOPOTAMIDAE	86	86
PLECOPTERA	CAPNIIDAE	86	86
DIPTERA	EMPIDIDAE	86	86
DIPTERA	TIPULIDAE	86	100
ACARI	ACARI	86	100
DIPTERA	CERATOPOGONIDAE	71	29
TRICHOPTERA	GLOSSOSOMATIDAE	71	57
DIPTERA	SIMULIIDAE	71	57
EPHEMEROPTERA	LEPTOPHLEBIIDAE	71	71
PLECOPTERA	TAENIOPTERYGIDAE	71	71
PLECOPTERA	PERLODIDAE	71	86
TRICHOPTERA	BRACHYCENTRIDAE	57	29
PLECOPTERA	CHLOROPERLIDAE	57	71
PLECOPTERA	LEUCTRIDAE	57	71
EULAMELLIBRANCHIA	SPHAERIIDAE	57	71
LIMNOPHILA	ANCYLIDAE	43	14
TRICHOPTERA	HYDROPTILIDAE	43	29
COLEOPTERA	PSEPHENIDAE	43	43
TRICHOPTERA	PSYCHOMYIIDAE	43	57
TRICHOPTERA	LIMNPHILIDAE	29	0
TRICHOPTERA	POLYCENTROPODIDAE	29	14
DIPTERA	NYMPHOMYIIDAE	29	14
MEGALOPTERA	CORYDALIDAE	29	14
TRICHOPTERA	LEPIDOSTOMATIDAE	29	29
DIPTERA	ATHERICIDAE	29	43
EPHEMEROPTERA	ISONYCHIIDAE	14	0
TRICHOPTERA	LEPTOCERIDAE	14	0
DIPTERA	TABANIDAE	14	0
ODONATA	AESHNIDAE	14	0
ODONATA	GOMPHIDAE	14	0
HIRUDINEA	HIRUDINEA	14	0
TRICHOPTERA	APATANIIDAE	14	14
PLECOPTERA	PELTOPERLIDAE	14	14
TRICHOPTERA	HELICOPSYCHIDAE	14	29
DIPTERA	MUSCIDAE	0	14
DIPTERA	PSYCHODIDAE	0	14
LEPIDOPTERA	LEPIDOPTERA	0	14
NEMERTEA	NEMERTEA	0	14

En grisé, familles dont la fréquence d'occurrence &gt; 50 % simultanément dans les deux suivis

La plupart des variables ne montrent aucune différence significative entre les deux suivis selon le test-*t* pairé (tableau 7). Le tiers environ des variables évaluées montrent une différence significative, soit le nombre de taxons de trichoptères, les pourcentages d'EPT sans les Hydropsychidae, d'éphéméroptères, de plécoptères, de Baetidae et d'oligochètes et l'abondance totale d'organismes. Parmi les variables qui présentent des différences significatives entre les deux suivis, les valeurs moyennes du pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae, du pourcentage d'éphéméroptères, du pourcentage de plécoptères et du pourcentage de Baetidae sont plus élevées avec le suivi du RCBA qu'avec celui du RSBenthos. Pour les variables nombre de taxons de trichoptères, pourcentage d'oligochètes et abondance totale, c'est le suivi du RSBenthos qui présente des valeurs moyennes plus élevées (tableau 7). L'annexe 7 présente les valeurs des différentes variables et indices calculées à chacune des stations échantillonnées en 2009.

Tableau 7 Comparaison des valeurs moyennes (écart type) des variables calculées à partir des données récoltées pour les deux suivis en 2009 (n = 7)

Catégorie	Variable ou indice	Valeur		Test- <i>t</i> pairé Valeur de <i>p</i>
		RCBA	RSBenthos	
Richesse et composition taxonomique	Nbre de taxons	23,3 (2,4)	24,7 (4,2)	0,261
	Nbre de taxons EPT	14,0 (2,3)	14,7 (3,0)	0,253
	Nbre de taxons d'éphéméroptères <sup>1</sup>	3,7 (0,5)	3,9 (0,7)	0,667
	<b>Nbre de taxons de trichoptères</b>	5,3 (1,6)	6,3 (1,7)	<b>0,018</b>
	Nbre de taxons de plécoptères <sup>1</sup>	5,0 (2,1)	4,6 (2,1)	0,380
	% ETP	73,5 (17,9)	67,7 (10,6)	0,414
	<b>% ETP sans Hydropsychidae</b>	59,2 (21,5)	47,9 (15,7)	<b>0,02</b>
	<b>% d'éphéméroptères</b>	37,1 (15,6)	29,6 (12,9)	<b>0,035</b>
	<b>% de plécoptères</b>	9,5 (5,6)	6,2 (4,9)	<b>0,013</b>
	% de trichoptères	26,9 (14,1)	31,9 (16,9)	0,334
	% d'Hydropsychidae	14,3 (9,7)	19,8 (13,4)	0,216
	<b>% de Baetidae</b>	17,3 (10,8)	7,3 (4,2)	<b>0,009</b>
	% d'insectes	95,6 (1,6)	96,5 (1,9)	0,357
	% de non-insectes	4,4 (1,6)	3,5 (1,9)	0,357
	% de Chironomidae	12,5 (13,5)	18,2 (9,7)	0,356
	<b>% d'oligochètes<sup>2</sup></b>	0,6 (0,7)	1,7 (1,6)	<b>0,025</b>
% de mollusques <sup>2</sup>	0,7 (0,7)	1,2 (1,3)	0,394	
Tolérance	% de tolérants <sup>1</sup>	13,1 (13,6)	19,9 (10,7)	0,081
	FBI <sup>1</sup>	3,79 (0,68)	4,03 (0,59)	0,343
	% des deux taxons dominants	43,4 (6,2)	42,9 (10,1)	0,874
Diversité taxonomique	H'	3,4 (0,3)	3,5 (0,3)	0,577
Abondance	<b>Abondance totale d'organismes</b>	1361	7778	<b>0,000</b>

En gras : valeurs significatives, <sup>1</sup>transformation en log<sub>10</sub>; <sup>2</sup>transformation en log<sub>10</sub>(x + 1).

### 5.1.2. Comparaison de l'indice biotique d'Hilsenhoff (FBI) et de l'indice de santé du benthos (ISB<sub>g</sub>) entre les deux suivis

L'indice biotique d'Hilsenhoff (FBI), qui fournit de l'information sur le niveau de pollution organique, utilise une échelle inverse d'évaluation qui varie de 0 à 10. Sur cette échelle, plus la

valeur est élevée, plus le milieu est perturbé par la pollution organique. Les valeurs de l'indice FBI calculées à partir des données du suivi du RCBA sont généralement moins élevées, donc elles indiquent une meilleure intégrité, que celles du suivi RSBenthos (figure 7). Ces différences ne sont toutefois pas significatives selon le test  $t$  païré (tableau 7).

Lorsque l'on regarde l'échelle d'interprétation pour les cotes de tolérance à la famille, on constate généralement que les deux suivis affichent des valeurs de FBI qui se situent dans la même classe de qualité, ou qui présentent une seule classe de différence, sauf pour les stations MAUV0109 et RENN0109 où la différence est de trois et de deux classes de qualité, respectivement (figure 7). Ces différences de valeurs de FBI sont attribuables à la forte proportion de Chironomidae. Dans le calcul de l'indice d'Hilsenhoff (tableau 4), ce taxon a beaucoup de poids lorsqu'il est abondant, en raison de sa cote de tolérance élevée qui se chiffre à 8 sur un maximum de 10. Ainsi, à la station MAUV0109, ces derniers sont présents en plus forte proportion (36,4 %) dans le suivi du RSBenthos, alors que pour la station RENN0109, c'est dans le suivi du RCBA que les Chironomidae sont plus fortement représentés (41,7 %). L'indice FBI ne montre toutefois pas de différence significative entre les deux suivis selon le test- $t$  païré (tableau 7).

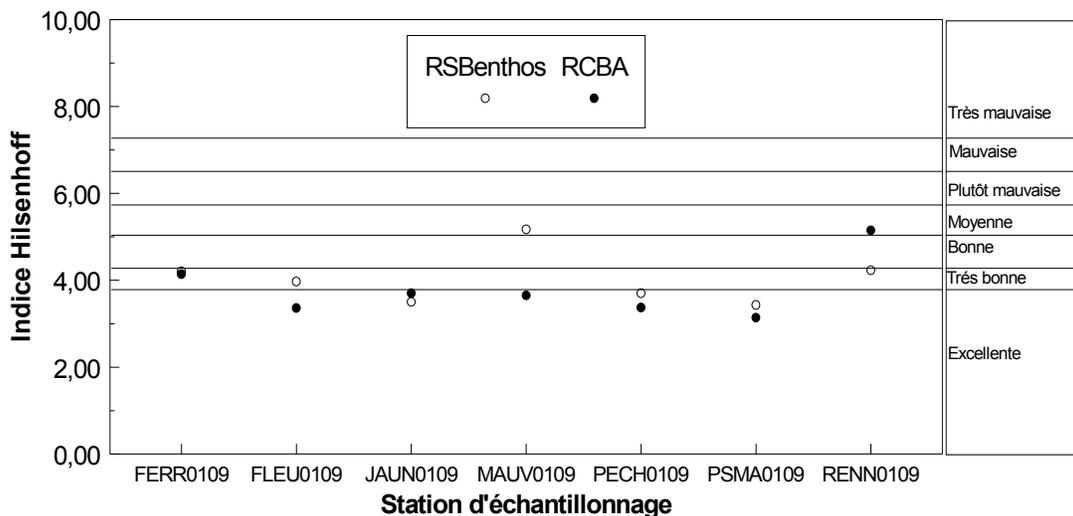


Figure 7 Comparaison des valeurs de l'indice biotique d'Hilsenhoff (à la famille), selon les suivis du RCBA et du RSBenthos

L'évaluation du niveau de pollution organique avec l'indice d'Hilsenhoff indique que toutes les stations, à deux exceptions près, présentent une eau dont la qualité va d'excellente à très bonne, c'est-à-dire où on ne retrouve pas ou peu de pollution organique, et ce, tant pour le suivi du RCBA que pour le suivi du RSBenthos. Comparativement aux autres stations, la station RENN0109 du suivi du RCBA montre une pollution organique assez substantielle alors que, selon le suivi du RSBenthos, cette station serait touchée par une pollution organique probable. Même constat à la station MAUV0109, l'écart entre les deux suivis est notable à cette station où le suivi du RSBenthos indique une pollution organique assez substantielle alors que, selon le suivi du RCBA, cette station ne présente pas de pollution organique. Pour l'ensemble de ces stations, la qualité de l'habitat aquatique et riverain ainsi que la qualité de la bande riveraine étaient très bonnes (données non publiées).

Les valeurs de l'indice de santé du benthos ( $ISB_g$ ) et des différentes variables qui le composent sont présentées au tableau 8. De façon générale, l' $ISB_g$  des stations du RCBA montre des valeurs supérieures à celles des stations du RSBenthos, à deux exceptions près, soit les stations PSMA0109 et RENN0109 (figure 8). Les différences d' $ISB_g$  observées entre les deux suivis sont relativement faibles, et ces différences n'ont pas d'effet important sur l'évaluation de la qualité de l'écosystème, sauf pour les stations des rivières Mauvaise (MAUV0109) et le Renne (RENN0109). Les évaluations de l'intégrité biotique de ces deux stations diffèrent de plus de 10 unités sur l'échelle de l' $ISB_g$ , selon le suivi réalisé (figure 8; tableau 8). De telles différences entre les suivis dans l'évaluation de la qualité de l'écosystème à ces deux mêmes stations ont aussi été observées avec le FBI (figure 7). Pour la station MAUV0109, ce sont les variables de composition de la communauté, particulièrement le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae et le pourcentage de Chironomidae, qui sont responsables des différences entre les deux suivis (tableau 8).

Dans l'ensemble, l' $ISB_g$  ne montre toutefois pas de différence significative entre les deux méthodes, selon le test-*t* pairé ( $p = 0,486$ ). La moyenne de l' $ISB_g$  est de 82,5 pour le suivi du RCBA et de 80 pour le suivi du RSBenthos.

Tableau 8 Valeurs standardisées selon les formules du tableau 5 et valeurs de l' $ISB_g$

Station	Nombre de taxons		Nombre de taxons EPT		% EPT sans Hydropsychidae		% de Chironomidae		% des deux taxons dominants		FBI		$ISB_g$	
	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos
PSMA0109	90	100	89,5	100	88,5	80	100	92,3	93,4	100	100	96,3	93,6	94,8
FLEU0109	83,3	93,3	89,5	94,7	96	73,5	100	81,9	77,1	92,4	97,4	88,4	90,5	87,4
JAUN0109	70	60	57,9	52,6	68,6	57,8	99,7	97,7	80,5	77	92,4	95,3	78,2	73,4
RENN0109	66,7	83,3	63,2	78,9	27,1	34,9	61,1	82,2	64,5	70,7	71,1	84,6	59	72,4
PECH0109	76,7	86,7	73,7	68,4	100	76,2	97,2	90,9	83,5	94,8	97,2	92,4	88	84,9
MAUV0109	76,7	73,3	73,7	73,7	61	38,4	96,5	66,7	82	62,4	93,1	70,8	80,5	64,2
FERR0109	80	76,7	68,4	73,7	57,2	44,1	87,5	88,5	85,4	73,1	85,9	84,9	77,4	73,5

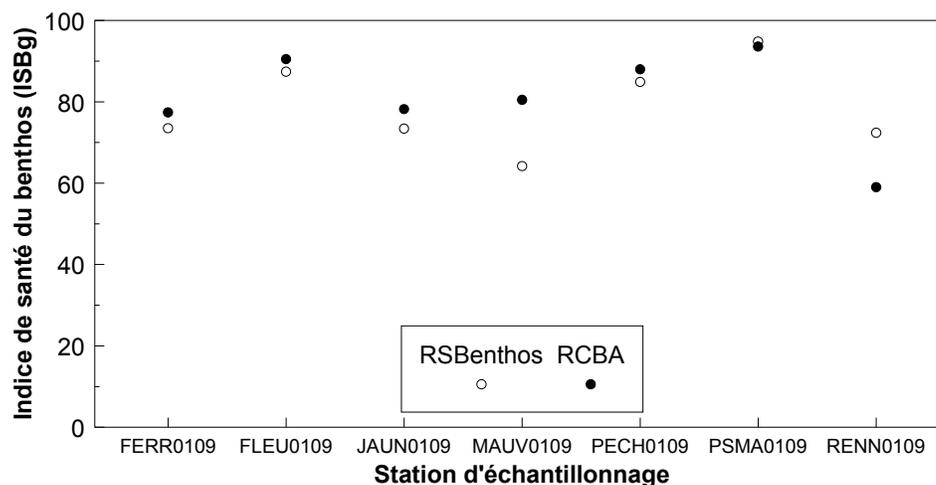


Figure 8 Comparaison des valeurs de l' $ISB_g$ , selon les suivis du RCBA et du RSBenthos

Le tableau 9 présente les résultats de l'indice de santé du benthos de base calibré avec les valeurs de référence fondées sur une identification au genre (annexe 5) et les résultats de l'ISB<sub>g</sub> calibré avec les données à la famille obtenues dans la présente étude (tableau 5). Les résultats sont relativement comparables, et ce, même si la calibration a été faite avec une plus grande base de données pour l'ISB<sub>g</sub> de base, soit les données au genre du MDDEFP. Les classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub> de base sont présentées en légende du tableau 9. Selon cette classification, les résultats de l'ISB<sub>g</sub> entre les deux suivis ne diffèrent pas plus d'une classe de qualité, et il en va de même si on les compare avec les résultats de l'ISB<sub>g</sub> de base.

Tableau 9 Comparaison de l'ISB<sub>g</sub> calculé avec les valeurs de référence obtenues à partir de la base de données (au genre) du RSBenthos et de l'ISB<sub>g</sub> calculé avec les données (à la famille) du RCBA et du RSBenthos obtenues dans cette étude

Indice	ISB	ISB	ISB
Niveau d'identification	genre	famille	famille
STABIO	RSBenthos	RCBA	RSBenthos
PSMA0109	96,2	95,2	95,3
FLEU0109	86,1	92,3	89,2
JAUN0109	75,4	79,6	74,7
RENN0109	69,7	60,1	73,9
PECH0109	93	89,4	86,5
MAUV0109	71,7	82	65,5
FERR0109	73,3	78,9	74,9

Légende : Classe de qualité de l'ISB<sub>g</sub> de base (MDDEFP, 2012)

Très mauvaise	Mauvaise	Précaire	Bonne	Très bonne
0 - 24,1	24,2 - 48,3	48,4 - 72,6	72,7 - 89,1	89,2 - 100

## 5.2. Approche multivariée

### 5.2.1. Analyse de groupement

Les valeurs de l'indice de similarité de Bray-Curtis sont de façons générales supérieures à 75 % et inférieures à 82 %. On peut voir que la similarité des communautés est plus élevée à l'intérieure d'une station qu'elle ne l'est entre les stations (figure 9). On remarque que les stations tests « agricoles », soit RENN109 et JAUN109, présentent plus de similarité entre elles qu'avec les stations de référence. La dissemblance entre les stations de référence et les stations tests « agricoles » avait été observée précédemment dans le cas des indices biotiques pour la station RENN109. Les résultats des comparaisons des données récoltées aux stations des rivières Ferrée, Jacquot, Mékinac et du Valet par les deux suivis effectués en 2008 sont présentés à l'annexe 2.

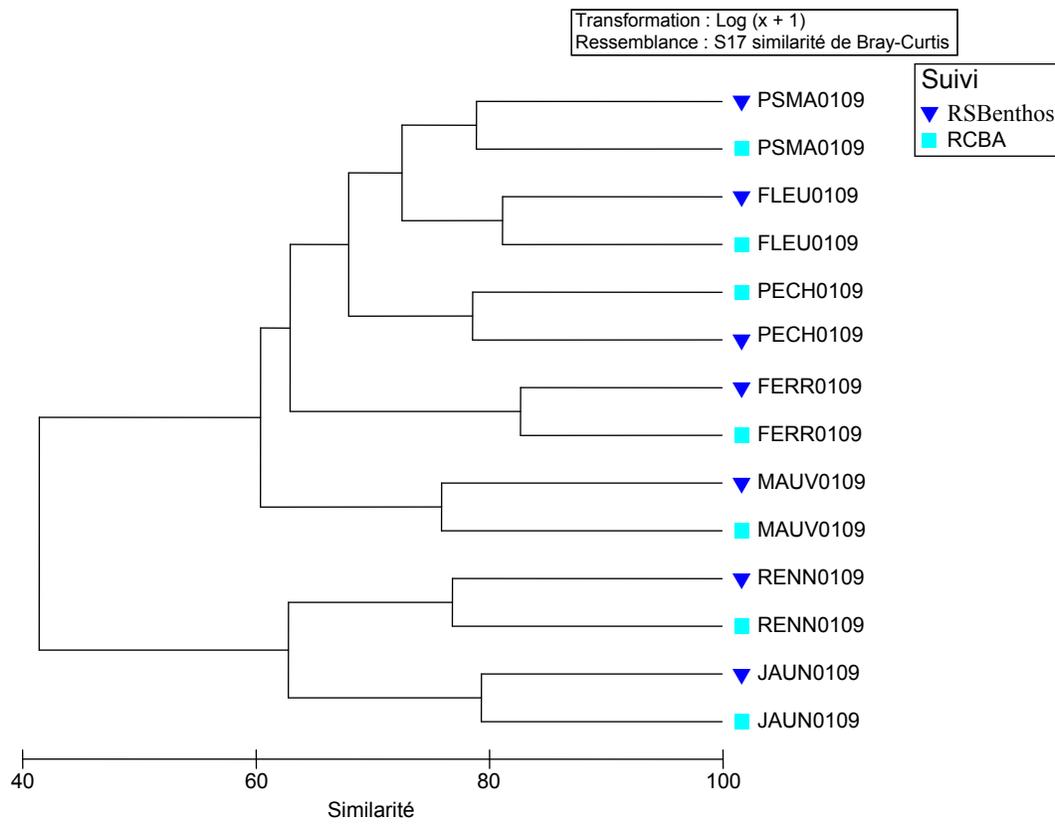


Figure 9 Dendrogramme du groupement à lien complet des stations échantillonnées en 2009 pour les deux suivis

### 5.2.2. Cadrage multidimensionnel non métrique

Le cadrage multidimensionnel non métrique (CMN) permet de mieux visualiser l'association, la similarité ou la distance entre les stations – objets - en les classant dans un espace bidimensionnel ou tridimensionnel. Toutefois, il existe une distorsion ou *stress* entre une similarité et sa distance dans une représentation en ordination; le stress augmentant avec la diminution de la représentativité dimensionnelle de l'ordination. En règle générale dans un espace à deux dimensions, une valeur de distorsion, ou stress, du CMN inférieures à 0,1 indique une bonne représentation graphique qui s'explique à l'aide de deux axes ou dimensions et ne conduit pas à une mauvaise interprétation de l'association existante entre les objets. (Clarke et Warwick, 2001). Le CMN des stations du RCBA et du RSBenthos donne une valeur de stress de 0,09, ainsi la représentation graphique de la figure 10 illustre bien la similitude existante entre les stations des deux suivis. La valeur de R de l'analyse de similarité (ANOSIM) dans le cas du test des différences entre les suivis est de 0,015 ( $p = 0,46$ ) et, dans le cas du test des différences entre les stations de référence et les stations tests (agricoles), de 0,845 ( $p \leq 0,02$ ). La valeur de 0,015 indique que les assemblages benthiques sont similaires entre les suivis, mais non identiques, tandis que la seconde valeur de 0,845 indique qu'il y a des différences significatives ( $p \leq 0,02$ ) entre les assemblages benthiques des stations de référence et des stations tests (agricoles).

La dissemblance moyenne et le pourcentage de contribution à cette dissemblance obtenus au moyen de l'analyse SIMPER révèlent qu'aucun taxon ne contribue à lui seul aux différences entre les assemblages benthiques; 13 taxons sur 30 contribuent à 50,92 % de la dissimilarité entre les assemblages (tableau 10). De fait, les communautés benthiques échantillonnées selon les méthodes de l'un ou l'autre des suivis sont très similaires sur le plan taxonomique, ce qui est illustré par le dendrogramme (figure 9) et le cadrage multidimensionnel non métrique (figure 10). La principale différence provient de l'abondance relative moyenne de chacun des taxons dans les deux suivis. Les taxons contribuant le plus à la dissimilarité appartiennent aux éphéméroptères (Leptophlebiidae, Baetidae et Heptageniidae), aux trichoptères (Glossosomatidae, Psychomyiidae, Philopotamidae et Rhyacophilidae) et aux plécoptères (Capniidae, Perlodidae, Taeniopterygidae et Chloroperlidae). Aussi, on remarquera que l'abondance relative des taxons est variable selon le suivi considéré.

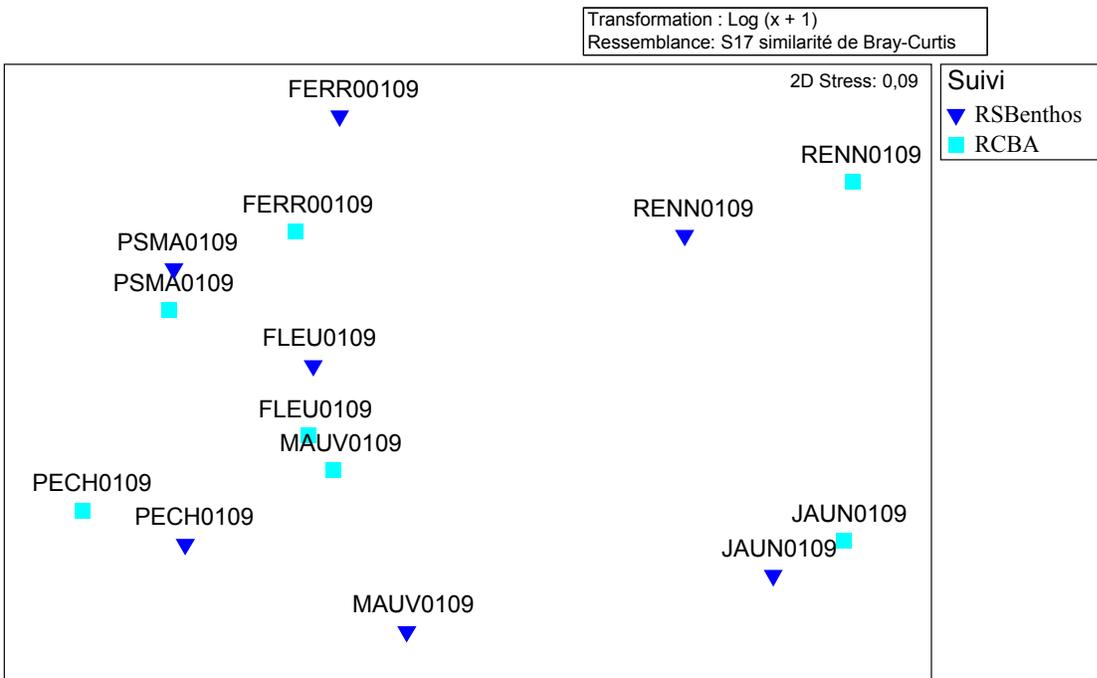


Figure 10 Cadrage multidimensionnel non métrique des stations échantillonnées en 2009 pour les deux suivis

Tableau 10 Comparaison de l'abondance relative des macroinvertébrés identifiés à la famille pour chacun des suivis et contribution à la dissimilarité entre les assemblages benthiques en 2009

Taxon	Ordre/ Classe	Abondance relative moyenne		% de contribution	% cumulé de contribution
		RCBA	RSBenthos		
Leptophlebiidae	EPH	1,81	2,05	5,56	5,56
Glossosomatidae	TRI	0,86	1,79	4,66	10,22
Acari	ARC	2,19	0,84	4,51	14,73
Baetidae	EPH	3,61	2,98	4,30	19,02
Psychomyiidae	TRI	1,00	0,83	4,05	23,08
Heptageniidae	EPH	2,74	3,12	3,95	27,03
Philopotamidae	TRI	2,07	1,98	3,91	30,94
Capniidae	PLE	1,40	1,16	3,62	34,56
Perlodidae	PLE	1,62	0,96	3,48	38,04
Taeniopterygidae	PLE	1,44	1,25	3,34	41,39
Elmidae	COL	2,59	2,67	3,25	44,63
Rhyacophilidae	TRI	1,80	1,41	3,14	47,78
Chloroperlidae	PLE	0,88	0,92	3,14	50,92
Lepidostomatidae	TRI	0,67	0,55	3,13	54,05
Chironomidae	DIP	3,39	3,92	2,89	56,94
Sphaeriidae	BIV	0,91	0,85	2,86	59,80
Tipulidae	DIP	1,79	1,90	2,83	62,63
Simuliidae	DIP	0,80	0,87	2,80	65,43
Oligochaeta	OLI	0,87	1,54	2,79	68,22
Hydroptilidae	TRI	0,53	0,58	2,75	70,97
Leuctridae	PLE	0,99	0,75	2,65	73,62
Ephemerellidae	EPH	2,82	3,09	2,62	76,24
Hydropsychidae	TRI	3,60	3,85	2,61	78,86
Brachycentridae	TRI	0,41	0,76	2,52	81,38
Perlidae	PLE	1,89	1,62	2,29	83,67
Empididae	DIP	0,92	1,01	2,24	85,91
Ancylidae	GAS	0,10	0,61	1,96	87,87
Psephenidae	COL	0,49	0,35	1,80	89,67
Ceratopogonidae	DIP	0,31	0,55	1,74	91,41

Légende : EPH – éphéméroptères; TRI – trichoptères; PLE – plécoptères; COL – coléoptères; DIP – diptères; GAS – gastéropodes; BIV – bivalves; ARC – Arachnida; OLI – oligochètes.

---

## 6. Discussion

La comparaison des résultats de richesse taxonomique et des pourcentages d'occurrence des familles montre qu'il y a une grande similarité entre les deux suivis. Bien que les différences observées soient non significatives, il apparaît que le suivi du RSBenthos échantillonne en moyenne un plus grand nombre de taxons, plus particulièrement les taxons appartenant aux éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (Taxon EPT) que le suivi du RCBA. La différence observée pour cette dernière variable semble attribuable à l'ordre des trichoptères. La procédure de récolte du RSBenthos échantillonne en moyenne plus de trichoptères de la famille des Hydropsychidae (non significatif). Seul le nombre de taxons de trichoptères est significativement supérieur dans le suivi du RSBenthos. Le suivi du RCBA favorise la collecte des trichoptères sans case alors que celui du RSBenthos favorise les trichoptères avec case. Le mode d'attachement de ces organismes semble être responsable de ce biais attribuable à la méthode de récolte. En effet, selon la méthode du RSBenthos, la récolte se fait à l'aide des mains, ce qui permet de recueillir plus efficacement les organismes fixés sur les galets, blocs et autres substrats rocheux grossiers, comme les trichoptères, et s'apparente ainsi à l'utilisation d'un filet Surber. Alors que la méthode du RCBA, qui n'utilise que les pieds pour déloger les invertébrés, serait moins efficace pour récolter des organismes fixés solidement au substrat.

Il existe des différences significatives entre les suivis sur le plan des variables de composition taxonomique tels les pourcentages d'éphéméroptères, de plécoptères, d'EPT sans les Hydropsychidae et de Baetidae. Les résultats obtenus dans cette étude soulignent une plus grande sélectivité du protocole RCBA envers les éphéméroptères (lorsque exprimé en abondance relative), particulièrement pour la famille des Baetidae, et il en va de même avec les plécoptères; les Baetidae sont reconnus comme étant de bons nageurs fréquentant les eaux vives. La méthode du RCBA est susceptible, dans certaines conditions de rivière, en raison de l'échantillonnage en continu, de favoriser le prélèvement dans des sections rapides où l'on est susceptible de récolter plus de plécoptères et d'éphéméroptères. Contrairement à ce qu'indiquent les études de Brua *et al.* (2010), de Bennett (2004; 2007) et de Page et Sylvestre (2006) qui ont constaté que le filet standard du RCBA capture en général plus d'organismes benthiques que le filet en U et le filet Surber, la procédure du RSBenthos récolte plus d'individus que celle du RCBA. En ce qui a trait à la richesse taxonomique, Brua *et al.* (2010) et Page et Sylvestre (2006) indiquent que le filet en U permet de récolter plus de taxons que le filet standard du RCBA. Même constat chez Bennett (2004) qui observe, et ce de façon significative, une plus grande richesse taxonomique dans l'échantillon composite de trois prélèvements faits au filet Surber. Bien que la différence observée soit non significative, la procédure du RSBenthos récolte aussi plus de taxons que celle du RCBA.

Toutefois, ces différences ne sont pas suffisamment importantes pour discriminer les communautés benthiques décrites par l'un ou l'autre des suivis. Les analyses de groupement et le CMN confirment la forte similarité entre les communautés benthiques, sans égard à la méthode d'échantillonnage. Trois ordres – éphéméroptères, trichoptères et plécoptères – contribuent à près de 50 % à la dissimilarité entre les communautés benthiques, comme l'illustrent l'analyse de groupement et le cadrage multidimensionnel non métrique. Ainsi, la variabilité à l'intérieur d'une station est inférieure à celle entre les stations. D'après Brua *et al.* (2010), les analyses multivariées, en particulier l'indice de comparabilité des méthodes d'échantillonnage selon leur

pouvoir de classification (*Classification strength-sampling-methods comparability, CS-SMC*), font aussi ressortir une forte similitude entre les assemblages de macroinvertébrés. Les analyses de groupement permettent de bien discriminer chacun des sites. La variabilité entre les protocoles est inférieure à la variabilité entre les stations. Selon Brua *et al.* (2010), ces résultats montrent que quels que soient les engins de récolte utilisés (filet standard du RCBA ou filet en U), ils échantillonnent la même communauté benthique. Dans l'étude de Page et Sylvestre (2006), le cadrage multidimensionnel non métrique révèle de légères différences entre le Surber et le troubleau, les sites en milieu urbain présentant une moins grande variabilité que les sites moins perturbés.

Quatre sources potentielles de variabilité entre les suivis pourraient être responsables des différences significatives observées, soit l'effort d'échantillonnage, le sous-échantillonnage visant 200 ou 300 organismes (fractionnement), la dimension des stations et la distribution contagieuse des macroinvertébrés. La surface échantillonnée pour le suivi du RSBenthos est importante (3 m<sup>2</sup>) et le temps de récolte est de 600 secondes alors que dans le cas du RCBA, l'effort d'échantillonnage est de 180 secondes. Cela pourrait expliquer l'abondance plus élevée observée avec le RSBenthos. La longueur fixe d'une station d'échantillonnage du RSBenthos (100 m) abrite une plus grande diversité de microhabitats benthiques qu'une station du RCBA dont la longueur varie selon la largeur du cours d'eau; la longueur d'une station RCBA est égale à six fois la largeur du cours d'eau ce qui correspond à la succession fosse-seuil-fosse d'une rivière (Newbury et Gaboury, 1993). Cette longueur est généralement inférieure à 100 m pour les petits cours d'eau d'ordre de Strahler 1, 2 ou 3. L'influence des microhabitats sur la composition spécifique des communautés benthiques n'est plus à démontrer. Le type de matériaux en place, la vitesse du courant ou le type d'écoulement agissent sur la répartition spatiale des invertébrés benthiques (Thorp et Covich, 2001).

En plus des causes liées à la récolte d'organismes, le traitement des échantillons en laboratoire s'ajoute aux sources potentielles de différence entre les méthodes du RCBA et du RSBenthos. En premier lieu, le nombre minimal d'organismes à atteindre pour le décompte lors du fractionnement est différent, soit 300 et 200 organismes, respectivement, pour le RCBA et le RSBenthos. Intuitivement, la richesse taxonomique devrait augmenter avec le nombre d'organismes dénombrés en raison de l'augmentation de la probabilité d'observer des taxons rares et peu abondants. Cet effet sur le nombre de taxons n'a pas été observé ici puisque la richesse taxonomique ne diffère pas significativement entre les échantillons du RCBA et du RSBenthos. La seconde cause possible de variabilité pourrait provenir des appareils de fractionnement utilisés, soit la boîte de Marchant et le plateau de Caton. Les résultats de la présente étude ne permettent pas de déterminer l'existence de biais inhérents à ces deux appareils. Toutefois, Lester *et al.* (2009) indiquent dans leur étude comparative de ces deux appareils que le pourcentage médian de similarité était de 83,6 % pour la richesse taxonomique, de 86,6 % pour le pourcentage de sous-échantillonnage et de 95,9 % pour l'indice d'intégrité biologique. Ces derniers concluaient que l'un ou l'autre des appareils de fractionnement pouvait être utilisé pour la biosurveillance. Notons que les variables de composition taxonomique n'ont pas été analysées dans l'étude de Lester *et al.* (2009), ce qui en limite la portée.

La distribution contagieuse des organismes benthiques pourrait être une source de biais entre les deux suivis. La distribution des organismes benthiques est associée aux conditions hydrologiques

qui, par la combinaison des conditions de vitesse du courant, de profondeur et de rugosité du substrat, créent des microhabitats (Brooks *et al.*, 2005). L'échantillonnage de vingt parcelles sélectionnées aléatoirement dans une station de 100 m dans le RSBenthos serait plus susceptible de réduire la récolte de certains taxons présentant une distribution contagieuse que la méthode d'échantillonnage du RCBA.

### **Évaluation de l'intégrité biotique des cours d'eau**

Bien que certaines différences aient été constatées entre les communautés benthiques étudiées par chacun des suivis, il importait de voir si ces dissemblances pouvaient mener à des diagnostics différents de l'intégrité biotique des cours d'eau. En premier lieu, les analyses multivariées, (analyse de groupement et cadrage multidimensionnel non métrique) ont permis de distinguer les stations de référence des stations tests (agricoles), même si la similarité entre ces deux types de stations reste élevée et que le nombre de stations est faible. Toutefois, les deux stations tests présentent des communautés benthiques différentes, et ceci est particulièrement évident avec le CMN (figure 10).

La comparaison des indices d'Hilsenhoff (FBI) et  $ISB_g$  entre les deux suivis montre des résultats assez comparables. Les différences observées tant au niveau de l' $ISB_g$  que de l'indice d'Hilsenhoff sont relativement faibles et ne changent pas de façon importante l'évaluation de l'intégrité biotique de l'écosystème aquatique, sauf à deux stations. Selon le suivi considéré, les stations RENN0109 (station test) et MAUV0109 (station de référence) présentent des évaluations différentes de plus de dix unités pour l' $ISB_g$  et de deux à trois classes de qualité pour l'indice d'Hilsenhoff. Ces différences seraient attribuables à l'échantillonnage proprement dit, et non au calcul des indices, et seraient dues aux proportions de Chironomidae dans chacun des échantillons. Cette hypothèse semble confirmée par le fait que la station MAUV0109 (référence) a obtenu un résultat surprenant dans le suivi de 2009 du RSBenthos. En effet, un suivi réalisé en 2007 à cette station montrait une communauté en bon état (MDDEF, 2012). En ayant seulement deux stations tests, il est difficile de faire une bonne évaluation de la comparaison des diagnostics de l'intégrité biotique des cours d'eau entre les deux suivis.

## 7. Conclusion

Au Québec, Environnement Canada, avec le Réseau canadien de biosurveillance aquatique, et le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs, avec le Réseau de suivi du benthos, coordonnent et réalisent de la biosurveillance dans les petits cours d'eau. Ces deux suivis présentent de nombreuses différences sur le plan de la récolte et du traitement en laboratoire des échantillons de macroinvertébrés et de la méthode d'évaluation de leur intégrité biotique des cours d'eau. Ce rapport compare les résultats obtenus des deux suivis en ciblant le niveau taxonomique de la famille.

Les analyses multivariées et les indices biotiques indiquent que les communautés benthiques sont similaires dans la majorité des cas. Cependant, il existe des différences notables de composition chez certains groupes taxonomiques, notamment chez les éphéméroptères, les trichoptères et les plécoptères, différences qui peuvent mener à des diagnostics différents de l'intégrité biotique des cours d'eau si ces variables sont utilisées seules. Ceci est d'autant plus crucial que ces groupes taxonomiques sont couramment utilisés dans les programmes de biosurveillance, ils revêtent donc une grande importance.

Une contrainte majeure exclut à l'heure actuelle la mise en commun des bases de données. Cette contrainte est essentiellement liée au fait que le nombre minimal d'organismes comptés en laboratoire exigé pour chacun des suivis, soit 200 organismes dans le cas du RSBenthos et 300 organismes pour le RCBA, ne soit pas le même.



## 8. Bibliographie

AQEM CONSORTIUM (2002). *Manual for the Application of the AQEM System: A Comprehensive Method to Assess European Streams Using Benthic Macroinvertebrates, Developed for the Purpose of the Water Framework Directive*, version 1.0, février 2002, 88 pages + 9 annexes.

Armanini, D., W.A. Monk, L. Carter, D. Cote et D. Baird (2011). *A Biomonitoring Reference Condition Model for Rivers in Atlantic* (en préparation).

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.

[<http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf>].

Bennett, S.A. (2004). *Comparison of the Effects of Four Rapid Bioassessment Sample Collection and Processing Methods on Benthic Invertebrate Community Metrics*, rapport préliminaire, 6 pages.

Bennett, S.A. (2007). *Evaluation of Metrics and Comparison of Two Sampling Methods for Use in the Ocjaganan B-IBI*, rapport préliminaire soumis à V. Jensen, ministère de l'Environnement de la Colombie-Britannique, 20 pages.

Borisko, J.P., B.W. Kilgour, L.W. Stanfield et F.C. Jones (2007). « An evaluation of rapid bioassessment protocols for stream benthic invertebrates in Southern Ontario, Canada », *Water Quality Research Journal of Canada*, 42(3) : 184-193.

Brooks, A.J., T. Haeusler, I. Reinfelds et S. Williams (2005). « Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles », *Freshwater Biology*, 50(2) : 331-334.

Brua, R.B., J.M. Culp et G.A. Benoy (2010). « Comparison of benthic macroinvertebrate communities by two methods: Kick- and U-net Sampling », *Hydrobiologia*, 658(1) : 293-302.

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

Clarke, K.R. et R.M. Warwick (2001). *Change in Marine Communities: An Approach to Statistical Analysis and Interpretation, 2<sup>nd</sup> Edition*, PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth (Royaume-Uni).

Clarke, K.R. et R.N. Gorley (2006). *PRIMER v6: User Manual/Tutorial*, PRIMER-E Ltd, Plymouth Marine Laboratory, Plymouth (Royaume-Uni), 190 pages.

---

Environnement Canada (2010). *Manuel de terrain. Cours d'eau accessibles à gué*, Réseau canadien de biosurveillance aquatique, Monitoring et surveillance de la qualité de l'eau douce de l'Atlantique, Division du monitoring et de la surveillance de la qualité de l'eau, Direction des sciences et de la technologie, Eau, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, 45 pages + annexes.

Hilsenhoff, W.L. (1988). « Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index », *Journal of the North American Benthological Society*, 7(1) : 65-68.

Karr, J.R. (1998). « Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management », dans R.J. Naiman et R.E. Bilby (éd.), *River Ecology & Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, Springer-Verlag, New York (New York), p. 502-28.

Lester, G.T., S. Wells et D. Hamilton (2009). *Marchant Box vs Caton Tray: Comparaison of Macroinvertebrate Subsampling Methods*, Ecoanalists, Inc., Moskow (Idaho), 11 pages.

Li, T. et J.-P. Ducruc (1999). *Les provinces naturelles. Niveau I du cadre écologique de référence du Québec*, ministère de l'Environnement, Bibliothèque nationale du Québec, ISBN 2-551-19303-6, Envirodoq EN 990561, 90 pages.

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

McDermott, H., T. Paull et S. Strachan (2010). *Méthodes de laboratoire. Traitement, taxonomie, et contrôle de la qualité des échantillons de macro-invertébrés benthiques*. Réseau canadien de biosurveillance aquatique, Division du monitoring et de la surveillance de la qualité de l'eau, Direction des sciences et de la technologie, Eau. Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, 26 pages + annexes.

Merritt, R.W., K.W. Cummins et M.B. Berg (2008). *An Introduction to the Aquatic Insects of North America, 4<sup>th</sup> Edition*, Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque (Iowa), 1158 pages.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) (2012). *Indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et son application en milieu agricole - Cours d'eau peu profonds à substrat grossier*. Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-66035-4 (PDF), 72 p. (dont 7 annexes).

Moisan, J. et L. Pelletier (2008). *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN 978-2-550-53591-1, 86 pages + 6 annexes.

Newbury, R.W. et M.N. Gaboury (1993). *Stream Analysis and Fish Habitat Design: A field manual*, Newbury Hydraulics Ltd., Winnipeg. 262 pages.

Page, N. et S. Sylvestre (2006). *Comparison of Two Benthic Invertebrate Sampling and Analysis Methods for Streams in Greater Vancouver*, préparé pour le Greater Vancouver Regional District, Environnement Canada, le District of North Vancouver et le Township of Langley, 28 pages.

Smith, D.G. (2001). *Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean, 4<sup>th</sup> Edition*, John Wiley & Sons, Inc., New York (New York), 648 pages.

SYSTAT (2004). *SYSTAT for Windows, Version 11*, SYSTAT Software Inc., Richmond (Californie).

Thorp, H. et A.P. Covich (2001). *Ecology and Classification of North American Freshwater Invertebrates*, Academic Press, San Diego (Californie).

WFD – Water Framework Directive (2005). *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*, WFD CIS Guidance Document No. 13, publié par la Direction générale de l'environnement de la Commission européenne, Bruxelles, ISBN 92-894-6968-4, ISSN 1725-1087.

## Annexe 1 Liste des stations éliminées des analyses

Rivière	Bassin versant	Numéro BQMA	Année de l'échantillonnage	Date d'échantillonnage	
				RSBenthos	RCBA
Ferrée	MONTMORENCY	05100032	2008	2008-09-23	2008-09-30
Ruisseau du Valet	SAINT-CHARLES	05090071	2008	2008-09-24	2008-09-30
Jacquot	SAINT-ANNE	05040197	2008	2008-09-22	2008-09-30
Mékinac	BATISCAN	05030215	2008	2008-09-12	2008-10-01
Yamachiche	YAMACHICHE	05300013	2008	2008-09-09	2008-10-01
Blanche	MASKINONGÉ	05260034	2008	2008-09-10	2008-10-01
Jaune	YAMASKA	03030339	2008	2008-09-04	2008-10-24
le Renne	YAMASKA	03030341	2008	2008-09-04	2008-10-24

Annexe 2 Variables de communautés et indices mesurés aux stations échantillonnées en 2008

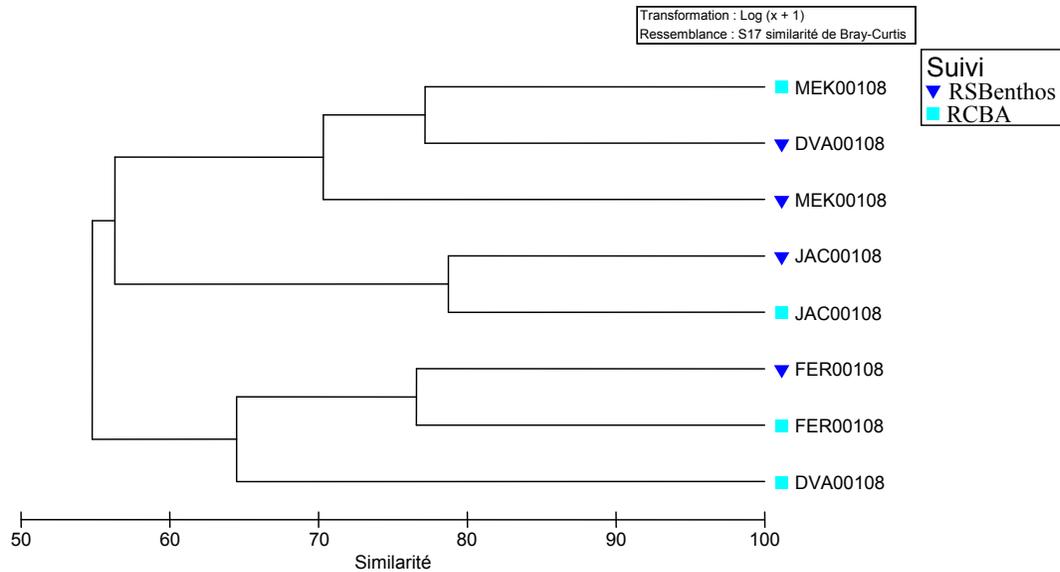
Comparaison des valeurs de l'indice biotique d'Hilsenhoff (FBI) obtenues aux stations échantillonnées en 2008 pour les suivis du RCBA et du RSBenthos

Station	RCBA		RSBenthos	
	Indice	État	Indice	État
FERR0108	3,78	Très bon	4,84	Bon
JACQ0108	3,85	Très bon	4,62	Bon
MEKN0108	4,03	Très bon	4,21	Très bon
VALE0108	3,81	Très bon	4,29	Bon

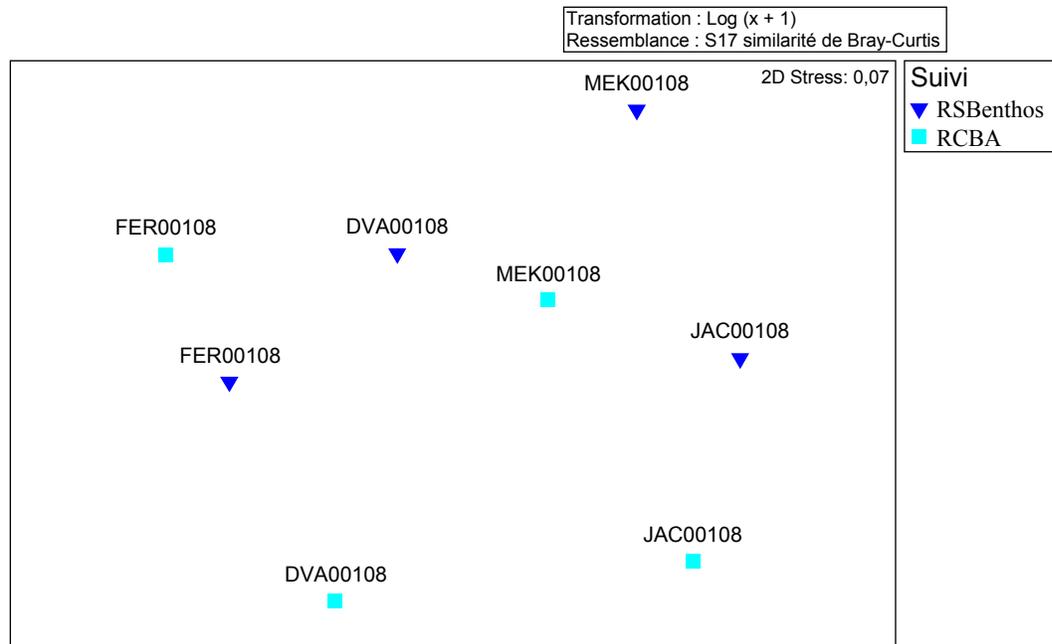
Valeurs des variables de communauté et des indices mesurés lors de chacun des suivis en 2008

Station	MEKN0108		JACQ0108		VALE0108		FERR0108	
BQMA	05030215	05030215	05040197	05040197	05090071	05090071	05100032	05100032
Date	2008-10-01	2008-09-12	2008-09-30	2008-09-22	2008-09-30	2008-09-24	2008-09-30	2008-09-23
Suivi	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA	RSBenthos
Ntaxtot	27	28	21	22	28	28	25	21
NTaxEph	5	5	2	3	4	4	4	4
NTaxPl	4	4	5	4	5	5	5	4
NTaxTrich	4	6	6	5	4	7	8	6
NTaxEPT	13	15	13	12	13	16	17	14
ShannWiener	3,67	3,25	3,34	3,05	3,71	3,50	2,74	3,49
Peph	24,8	18,8	4,6	2	21,9	22,9	66,2	28
Pple	5,6	2,3	25,5	9,9	19,3	6	4,4	5,8
Ptricho	24,1	51,9	29,1	43,7	18,3	27,5	11,2	15,2
PEPT	54,5	72,9	59,3	55,6	59,5	56,4	81,9	49
PEPTsanHydr	36,6	31,2	46	24,2	46,4	41,1	77,8	40,3
Pinse	96,7	94,7	96,4	95,9	88,6	98,2	95,7	86
Pbaet	0,3	5,6	0	0,3	1,3	1,2	55,5	15,2
Phydro	17,8	41,7	13,2	31,4	13,1	15,2	4,1	8,6
Pchiro	20,1	11,7	24,2	27,3	16,3	27,5	5,3	26,7
Poligoc	0,7	3,4	3,3	4,1	1	1,4	0	7,8
Pmoll	1	1,9	0,3	0	7,2	0,5	1,3	3,3
PTaxdomDEUX	38	53,4	40,7	58,7	34,6	42,7	62,8	42
Ptol	21,1	15	27,5	31,4	18,3	28,9	5,3	34,6
FBI	4,03	4,21	3,85	4,62	3,81	4,29	3,78	4,84
Abondance	303	266	302	293	306	433	607	243

## Annexe 3 Résultats des analyses multivariées effectuées avec les données des stations échantillonnées en 2008



## Dendrogramme du groupement à lien complet effectué avec les données des stations échantillonnées selon les deux protocoles en 2008



## Cadrage multidimensionnel effectué avec les données des stations échantillonnées selon les protocoles des deux suivis en 2008

#### Annexe 4 Comparaison des méthodologies utilisées par le RSBenthos et le RCBA

	<b>RSBenthos</b>	<b>RCBA</b>
Méthode a) Conditions de référence b) Habitat	a) Oui b) Monohabitat (seuil et plat courant)	a) Oui b) Multi microhabitat (doit inclure seuil et plat courant)
Récolte des invertébrés a) Station b) Superficie c) Engin d) Mailles de l'engin e) Récolte f) Technique g) AQ/CQ – terrain	a) 100 m b) 3 m <sup>2</sup> c) filet troubleau ( <i>D-net</i> ) d) 600 µm e) Main et occasionnellement pied f) 20 coups de filet (30 cm × 50cm; 30 secondes) g) Non	a) Variable (6 fois la largeur du cours d'eau) b) Indeterminée c) filet troubleau ( <i>kick net</i> ) d) 400 µm e) Pied f) 1 coup de filet de 3 minutes g) Oui
Ordre de rivière	1/20 000	1/50 000
Caractéristiques d'habitat (à la station) a) Type d'écoulement b) Vitesse du courant c) Couvert forestier d) Transparence e) Végétation riveraine f) Végétation aquatique g) Substrat h) Enfouissement i) Sédimentation j) Périphyton k) Physico-chimie <i>in situ</i> l) Physico-chimie <i>in vitro</i> m) Marnage n) Modification du cours d'eau o) Fréq. des seuils p) Stabilité berges q) Protection végétale berges r) Largeur bande végétale s) Indice de qualité de l'habitat	a) OK classes b) OK cm/s c) % d) 3 catégories e) 2 berges OK f) Non g) OK 6 catégories h) 4 catégories i) 4 catégories j) Non k) OK l) OK m) Oui n) Oui o) Oui p) Oui q) Oui r) Oui s) Oui	a) OK classe b) OK cm/s c) 5 catégories d) Non e) OK f) Présence/absence g) OK 8 catégories et 3 classes h) Non i) Non j) 5 catégories k) OK l) OK m) Non n) Non o) Non p) Non q) Non r) Non s) Non
Laboratoire – invertébrés a) Préparation des échantillons b) Fractionnement c) Nombre d'organismes d) Types d'organismes e) Niveau d'identification f) AQ/CQ – tri et identification	a) Oui b) Oui, plateau de Caton : 30 cm × 36 cm (30 carreaux de 6 cm × 6 cm) c) > 200 d) épibenthiques e) 3 niveaux : novice, famille et genre f) Oui	a) Oui b) Oui, boîte de Marchant : 35 cm × 25 cm × 10 cm (100 cellules égales de 1 cm × 1 cm) c) > 300 d) épibenthiques e) 2 niveaux : famille, et genre ou espèce dans les sites de référence f) Oui
Analyses et interprétation a) Base de données b) Métriques et multimétriques c) Groupement d) Ordination	a) Oui b) Oui c) Non, possible d) Non, possible	a) Oui b) Oui c) Oui d) Oui

Annexe 5 Valeurs de référence des six variables qui composent l'indice de santé du benthos des cours d'eau à substrat grossier (ISB<sub>g</sub>), selon le niveau d'identification au genre (MDDEFP, 2012)

<i>Variable qui diminue avec la dégradation</i>	Valeur de référence		Formule de standardisation
	X <sub>95</sub>	X <sub>min</sub>	
Nombre total de taxons	35	0	$(X \div 35) \times 100$
Nombre de taxons EPT	22,4	0	$(X \div 22,4) \times 100$
% EPT sans Hydropsychidae	72,5	0	$(X \div 72,5) \times 100$

<i>Variable qui augmente avec la dégradation</i>	Valeur de référence		
	X <sub>5</sub>	X <sub>max</sub>	
% Chironomidae	4,1	100	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants	32	100	$[(100 - X) \div (100 - 32)] \times 100$
HBI	2,53	10	$[(10 - X) \div (10 - 2,53)] \times 100$

Tableau des classes de qualité de l'ISB<sub>g</sub> de base du MDDEFP (identification au genre)

Très mauvaise	Mauvaise	Précaire	Bonne	Très bonne
0 - 24,1	24,2 - 48,3	48,4 - 72,6	72,7 - 89,1	89,2 - 100

Annexe 6 Abondance relative mesurée lors des suivis du RSBenthos et du RCBA

FAMILLE	PECH0109		FLEU0109		FERR0109		MAUV0109		PSMA0109	
	05010541		02330041		05100032		05040190		02310038	
	RSBenthos	RCBA								
BAETIDAE	3,5	13,4	13,5	33,7	9,9	21,6	2,5	8,9	8,9	20,1
EPHEMERELLIDAE	7,7	0,3	9,8	10,2	10,3	9,4	3,4	6,6	5,3	6,2
HEPTAGENIIDAE	15,1	28	12,5	12,4	3,4	1	8,9	12,3	12,2	6,2
ISONYCHIIDAE	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0
LEPTOPHLEBIIDAE	18,6	7,6	4	3,1	3,1	2,3	0	0,6	16,9	14,6
TRICHOPTERA	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
APATANIIDAE	0	0	2	0,6	0	0	0	0	0	0
BRACHYCENTRIDAE	0	0	0,3	0	1,5	0	0	0	0,4	1,6
GLOSSOSOMATIDAE	0	0	5,7	1,2	0	0	2,1	0,6	0,9	0
HELICOPSYCHIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
HYDROPSYCHIDAE	9,5	3	5,4	5	33,2	18,7	19,9	30,4	4,9	8,8
HYDROPTILIDAE	0	0	0	0	0,4	0	0	0	0	0
LEPIDOSTOMATIDAE	5,3	10,9	0	0,6	0	0	0,8	0	0	0
LEPTOCERIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LIMNEPHILIDAE	0	0	0,3	0	0	0	0	0	0,2	0
PHILOPOTAMIDAE	7	10,9	3,4	1,5	0,4	0,6	5,5	5,4	2,6	3,9
POLYCENTROPODIDAE	0	0	0,7	0	0	0	0	0	0,8	0,3
PSYCHOMYIIDAE	0	0	0	0,6	0	0	0	0	0,6	0,3
RHYACOPHILIDAE	0,4	3,6	1,3	0,9	2,3	3,5	1,7	4,1	1,5	3,2
PLECOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
CAPNIIDAE	0,4	0,3	0,7	0,3	0,8	0,3	0,4	2,2	5,6	7,1
CHLOROPERLIDAE	0,4	0,3	1,7	2,8	0	0,3	0,4	0,6	4,7	1
LEUCTRIDAE	0,7	0,6	0,7	0,3	0	1,3	0,8	1,9	1,1	1,3
PELTOPERLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	0	0,4	1
PERLIDAE	1,8	4,6	2,4	4,6	0,8	1	2,5	3,2	1,5	1
PERLODIDAE	2,1	1,8	0,7	5	1,1	1,3	0,4	1,6	0,8	3,6
TAENIOPTERYGIDAE	0	0,9	1,3	1,5	2,3	4,8	2,1	2,5	1,7	1,9
ATHERICIDAE	0	0	0	0,3	0	0	0	0,3	0,2	0
CERATOPOGONIDAE	0,4	0	0,3	0,6	0	0	0	0	0,2	0,6
CHIRONOMIDAE	13,3	7,9	21,9	4,6	15,6	16,5	36,4	7,9	11,9	4,5
EMPIDIDAE	0,7	0,3	0,3	0,6	0,4	0,3	3	2,5	0,2	0
MUSCIDAE	0	0	0	0	0	0,3	0	0	0	0
NYMPHOMYIIDAE	0	0	0	0	0,4	0,3	0	0	0,6	0
SIMULIIDAE	0,4	0,6	0	0	2,7	1,3	0	0	1,1	2,6
TABANIDAE	0,4	0	0	0	0	0	0	0	0	0
TIPULIDAE	1,8	0,9	2,7	2,2	0	0,3	1,7	1,6	1,9	1
ELMIDAE	3,5	1,5	6,4	4,3	5,3	9,4	0,8	0,6	10,7	5,2
PSEPHENIDAE	0,4	0	0	0	0	0	0,8	0	0	0,3
AESHNIDAE	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	0
GOMPHIDAE	0,7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
LEPIDOPTERA	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,3
CORYDALIDAE	0,4	0	0,3	0	0	0	0	0,6	0	0
ACARI	0,4	0,3	0,7	2,5	0,4	2,9	0,4	4,1	0	1,6
SPHAERIIDAE	2,8	1,5	0	0	0,4	0,3	0	0,3	1,1	1,6
ANCYLIDAE	0	0	0,7	0	2,7	0,3	0	0	0,4	0
HIRUDINEA	0	0	0	0	0	0	0	0	0,2	0
OLIGOCHAETA	2,5	0,3	0,3	0,3	2,3	1,9	4,7	0,9	0,4	0
NEMERTEA	0	0,3	0	0	0	0	0	0	0	0

## Annexe 6 (suite) Abondance relative mesurée lors des suivis du RSBenthos et du RCBA

FAMILLE	RENN0109		JAUN0109	
	03030341		03030339	
	RSBenthos	RCBA	RSBenthos	RCBA
BAETIDAE	3,1	0,3	9,7	22,8
EPHEMERELLIDAE	11,5	12,7	4,7	2,8
HEPTAGENIIDAE	2,2	1,5	5,5	0,6
ISONYCHIIDAE	0	0	0	0
LEPTOPHLEBIIDAE	0,6	0	0	0
TRICHOPTERA	0,3	0	0	0
APATANIIDAE	0	0	0	0
BRACHYCENTRIDAE	1,7	0,6	0	0
GLOSSOSOMATIDAE	4,8	0,6	9,3	2,5
HELICOPSYCHIDAE	1,1	0,9	0	0,3
HYDROPSYCHIDAE	28,9	13,3	36,4	20,9
HYDROPTILIDAE	0,6	0,6	3,8	4
LEPIDOSTOMATIDAE	0	0	0	0
LEPTOCERIDAE	0,3	0	0	0
LIMNEPHILIDAE	0	0	0	0
PHILOPOTAMIDAE	0	0	4,2	3,7
POLYCENTROPODIDAE	0	0	0	0
PSYCHOMYIIDAE	0,8	0,6	8,5	19,1
RHYACOPHILIDAE	0,3	0,6	0,8	0
PLECOPTERA	0	0	0,4	0
CAPNIIDAE	0,6	3,4	0	0
CHLOROPERLIDAE	0	0	0	0
LEUCTRIDAE	0	0	0	0
PELTOPERLIDAE	0	0	0	0
PERLIDAE	0,6	0,6	0,8	0,9
PERLODIDAE	0	0	0	0,3
TAENIOPTERYGIDAE	0,6	0	0	0
ATHERICIDAE	0,3	0,3	0	0
CERATOPOGONIDAE	0,6	0	0,4	0
CHIRONOMIDAE	21,6	41,7	6,8	4,9
EMPIDIDAE	1,4	0,3	0	0,6
MUSCIDAE	0	0	0	0
NYMPHOMYIIDAE	0	0	0	0
SIMULIIDAE	0,3	0	0,4	0,3
TABANIDAE	0	0	0	0
TIPULIDAE	5,3	3,4	3,8	4,3
ELMIDAE	10,1	13	2,1	3,7
PSEPHENIDAE	0	0,6	0,4	1,2
AESHNIDAE	0	0	0	0
GOMPHIDAE	0	0	0	0
LEPIDOPTERA	0	0	0	0
CORYDALIDAE	0	0	0	0
ACARI	1,1	4,6	0,8	5,5
SPHAERIIDAE	0,6	0	0	0,9
ANCYLIDAE	0	0	0	0
HIRUDINEA	0	0	0	0
OLIGOCHAETA	0,8	0,3	0,8	0,3
NEMERTEA	0	0	0	0

Annexe 7 Valeurs des variables de communauté et des indices mesurés lors des suivis du  
RSBenthos et du RCBA

Station	PSMA0109		FLEU0109		JAUN0109		RENN0109		PECH0109		MAUV0109		FERR0109	
Date	2009-09-16		2009-09-16		2009-09-14		2009-09-14		2009-09-15		2009-09-15		2009-09-16	
BQMA	02310038		02330041		03030339		03030341		05010541		05040190		05100032	
Suivi	RSBenthos	RCBA												
Ntaxtot	31	27	28	25	18	21	25	20	26	23	22	23	23	24
NTaxEph	4	4	4	4	3	3	4	3	4	4	3	4	5	4
NTaxPl	7	7	6	6	1	2	3	2	5	6	6	6	4	6
NTaxTrich	8	6	8	7	6	6	8	7	4	4	5	4	5	3
NTaxEPT	19	17	18	17	10	11	15	12	13	14	14	14	14	13
ShannWiener	3,9	3,9	3,7	3,5	3,2	3,3	3,2	2,8	3,7	3,4	3,2	3,6	3,3	3,4
Peph	43,3	47,1	39,7	59,4	19,9	26,2	17,4	14,5	44,9	49,5	14,8	28,5	27,1	34,2
Pple	16	16,9	7,4	14,6	1,3	1,2	1,7	4	5,3	8,6	6,8	12	5	9
Ptricho	11,9	18,2	19,2	10,5	63,1	50,5	38,8	17,3	22,5	28,7	30,1	40,5	37,8	22,9
PEPT	71,2	82,1	66,3	84,5	84,3	77,8	57,9	35,8	72,6	86,8	51,7	81	69,8	66,1
PEPTsanHydr	66,3	73,4	60,9	79,6	47,9	56,9	28,9	22,5	63,2	83,8	31,8	50,6	36,6	47,4
Pinse	97,9	96,8	98,3	97,2	98,3	93,2	97,5	95,1	94,4	97,6	94,9	94,6	94,3	94,5
Pbaet	8,9	20,1	13,5	33,7	9,7	22,8	3,1	0,3	3,5	13,5	2,5	8,9	9,9	21,6
Phydro	4,9	8,8	5,4	5	36,4	20,9	28,9	13,3	9,5	3,1	19,9	30,4	33,2	18,7
Pchiro	11,9	4,5	21,9	4,6	6,8	4,9	21,6	41,7	13,3	7,3	36,4	7,9	15,6	16,5
Poligoc	0,4	0	0,3	0,3	0,8	0,3	0,8	0,3	2,5	0,3	4,7	0,9	2,3	1,9
Pmoll	1,5	1,6	0,7	0	0	0,9	0,6	0	2,8	1,5	0	0,3	3,1	0,6
PNonIns	2,1	3,2	1,7	2,8	1,7	6,8	2,5	4,9	5,6	2,4	5,1	5,4	5,7	5,5
PTaxdomDEUX	29,2	34,7	35,4	46,1	46,2	43,7	50,6	54,9	33,7	41,6	56,4	42,7	48,9	40,3
Ptol	12,2	4,5	22,2	5	7,6	5,5	22,5	42	15,8	7,6	41,1	8,9	17,9	18,4
FBI	3,43	3,14	3,97	3,36	3,5	3,7	4,23	5,15	3,7	3,37	5,17	3,65	4,21	4,14
Abundance	531	308	297	323	236	325	356	324	285	327	236	316	262	310



Environnement  
Canada

Environment  
Canada

*Développement durable,  
Environnement,  
Faune et Parcs*

Québec 