

**Guide de surveillance biologique
basée sur les macroinvertébrés benthiques
d'eau douce du Québec**

**Cours d'eau peu profonds
à substrat grossier
2013**



**Guide de surveillance biologique
basée sur les macroinvertébrés benthiques
d'eau douce du Québec**

**Cours d'eau peu profonds
à substrat grossier
2013**

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction : Julie Moisan et Lyne Pelletier
Collaboration : Éric Gagnon¹ et Nathalie Piedboeuf¹
Révision scientifique : Nathalie La Violette
Photos couverture : Roger Audet et Julie Moisan
Dessin couverture : Yves Laporte
Graphisme : Francine Matte-Savard, France Gauthier, Ariane Michaud-Gagnon
Traitement de texte : Louise Godbout, Murielle Gravel

1. Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau (G3E)

Ce document peut être consulté sur le site Internet du Ministère : www.mddefp.gouv.qc.ca

Dépôt légal – Bibliothèque et Archives nationales du Québec, 2013

ISBN 978-2-550-69170-9 (version imprimée)

ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF)

© Gouvernement du Québec, 2013

Référence : MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP), 2013. *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2013*. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-69169-3 (PDF), 2^e édition : 88 p. (incluant 6 ann.).

Référence de la 1^{re} édition : 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 : 978-2-550-53590-4 (version PDF), 86 p. (incluant 6 ann.).

La première version de ce guide a bénéficié d'une contribution financière du *Plan Saint-Laurent pour un développement durable 2005-2010* mis en oeuvre par les gouvernements du Canada et du Québec.

Mots clés : Protocole, macroinvertébrés benthiques, benthos, substrat grossier, rivière, ruisseau, cours d'eau, monohabitat, ISB_g, IQH, habitat, IQBR, indice.

TABLE DES MATIÈRES

Équipe de réalisation	II
Table des matières	III
Liste des tableaux	IV
Liste des figures	IV
Liste des annexes	V
1 La surveillance biologique	1
1.1 Généralités	1
1.2 Les macroinvertébrés benthiques en tant qu'indicateurs	2
1.3 Plan d'étude et stations de référence	2
1.4 Trois niveaux de surveillance	5
2 Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques	6
2.1 Généralités	6
2.2 Approche monohabitat	6
2.3 Conditions d'application	8
2.4 Liste de matériel de terrain	9
2.5 Étapes de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques	10
3 Évaluation de l'habitat	13
3.1 Généralités	13
3.2 Description générale de la station – niveaux 1, 2 et 3	15
3.2.1 Paramètres utilisés	15
3.2.2 Fiche de terrain	21
3.3 Description de l'habitat – niveau 1	23
3.3.1 Paramètres utilisés	23
3.3.2 Fiche de calcul de l'indice de qualité d'habitat	34
3.4 Description de l'habitat – niveaux 2 et 3	35
3.4.1 Paramètres utilisés	35
3.4.2 Fiche de terrain	45
4 Traitement de l'échantillon en laboratoire et identification des macroinvertébrés	47
4.1 Généralités	47
4.2 Liste de matériel de laboratoire	47
4.3 Préparation de l'échantillon	48
4.4 Fractionnement	48
4.5 Tri du sous-échantillon	51
4.6 Récolte à l'œil nu	52

4.7	Étiquetage des échantillons	52
4.8	Identification des macroinvertébrés	53
4.8.1	Identification – niveau 1	53
4.8.2	Identification – niveau 2	56
4.8.3	Identification – niveau 3	57
5	Analyse des données pour l'évaluation de l'intégrité biologique	58
5.1	Généralités	58
5.2	Différentes méthodes d'analyse des données	58
5.2.1	Méthode avec variables simples	59
5.2.2	Méthode multimétrique	65
5.2.3	Méthode multivariée (ou multidimensionnelle)	67
5.3	Lien entre l'habitat et l'intégrité biologique	68
	Bibliographie	70
	Annexes	77

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Identification visée pour les différents taxons – niveau 1.....	54
Tableau 2	Identification visée pour les différents taxons – niveau 2.....	56
Tableau 3	Identification visée pour les différents taxons – niveau 3.....	57
Tableau 4	Variables et indices simples couramment utilisés.....	64
Tableau 5	Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_g) – Niveau 3 Genre.....	65
Tableau 6	Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_{g-t}) – Niveau 2 Famille.....	66
Tableau 7	Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_{vol} ou ISB_{SurVol}) – Niveau 1 Volontaire.....	67

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Intégrité écologique.....	1
-----------------	---------------------------	---

Figure 2	Exemple d'emplacement des surfaces échantillonnées.....	10
Figure 3	Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet.....	11
Figure 4	Exemple d'étiquetage du contenant.....	12
Figure 5	Classement d'un réseau hydrographique selon l'ordre de Strahler.....	14
Figure 6	Prise d'un échantillon d'eau.....	15
Figure 7	Exemple de schéma d'une station.....	19
Figure 8	Relation entre la condition biologique et la qualité de l'habitat.....	69

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Liste des principaux bassins versants et des régions hydrographiques.....	77
Annexe 2	Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR).....	79
Annexe 3	Feuille de nombres aléatoires à 24 numéros.....	81
Annexe 4	Fiche d'identification et de dénombrement – niveau 1.....	82
Annexe 5	Cotes de tolérance adaptées selon l'identification à la famille, niveau 2.....	84
Annexe 6	Feuille de calcul de l'indice de surveillance volontaire benthos, niveau 1.....	87

1 La surveillance biologique



1.1 Généralités

La santé biologique, dite intégrité biologique, est définie comme étant la capacité d'un écosystème à supporter et à maintenir une communauté équilibrée, intégrée et capable de s'adapter aux changements. Une communauté en santé aura, pour une région donnée, une composition d'espèces, une diversité et une organisation fonctionnelle comparables à celles d'un écosystème naturel (Karr et Dudley, 1981). L'intégrité biologique est généralement un bon indicateur de l'intégrité écologique (U.S. EPA, 2002). En effet, bien que l'intégrité écologique d'un cours d'eau soit une combinaison des intégrités chimique, physique et biologique (figure 1), la dégradation d'une ou de plusieurs de ces composantes se reflète généralement dans les communautés biologiques.

La surveillance biologique est reconnue, aux États-Unis et en Europe, comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau (Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003). Ainsi, la surveillance biologique et la surveillance physicochimique des cours d'eau sont considérées comme des outils complémentaires. En général, la surveillance biologique mesure les effets des perturbations sur les communautés biologiques en place. La surveillance physicochimique mesure les agents stressants, en d'autres mots la contamination environnementale.

La surveillance de la qualité de l'eau basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de tirer des conclusions sur la santé de l'écosystème. Elle ne renseigne pas sur la qualité de l'habitat, n'évalue pas l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni les effets synergiques, additifs et antagonistes des différents polluants sur les organismes vivants. Des mesures relatives aux êtres vivants sont souvent nécessaires. La surveillance biologique s'avère donc l'outil principal pour évaluer la santé biologique des milieux aquatiques (U.S. EPA, 2002).

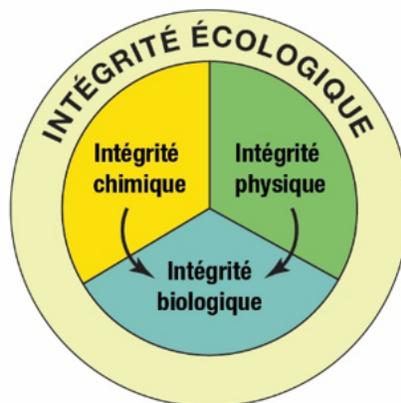


Figure 1 Intégrité écologique

1.2 Les macroinvertébrés benthiques en tant qu'indicateurs

Parmi les communautés biologiques, les communautés de macroinvertébrés benthiques sont les plus utilisées pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Hellawell, 1986; Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003). Ce sont des organismes visibles à l'œil nu, tels que les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau et des lacs. Ces organismes constituent un important maillon de la chaîne alimentaire des milieux aquatiques, puisqu'ils sont une source de nourriture primaire pour plusieurs espèces de poissons, d'amphibiens et d'oiseaux. Ils sont reconnus pour être de bons indicateurs de la santé des écosystèmes aquatiques en raison de leur sédentarité, de leur cycle de vie varié, de leur grande diversité et de leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de l'habitat. Ils intègrent les effets cumulatifs et synergiques à court terme (allant jusqu'à quelques années) des multiples perturbations physiques (modifications de l'habitat), biologiques et chimiques dans les cours d'eau. Ils sont abondants dans la plupart des rivières et faciles à récolter. De plus, leur prélèvement a peu d'effets nuisibles sur le biote résident (Barbour *et al.*, 1999). Le suivi des macroinvertébrés benthiques est utile pour :

- évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques;
- suivre l'évolution de l'état de santé d'un cours d'eau au fil du temps;
- évaluer et vérifier l'effet d'une source de pollution connue sur l'intégrité de l'écosystème;
- évaluer les impacts des efforts de restauration (habitat et qualité de l'eau);
- apporter un complément biologique au programme de surveillance de la qualité bactériologique et physicochimique des cours d'eau;
- documenter la biodiversité des macroinvertébrés benthiques dans les cours d'eau.

1.3 Plan d'étude et stations de référence

À l'instar d'autres provinces, états et pays (Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003; Reynoldson *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2005), le Ministère a simplifié et standardisé les protocoles d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques et le traitement des échantillons au laboratoire afin d'optimiser le ratio coût/efficacité de ces études biologiques. La méthodologie proposée est réalisable dans des cours d'eau à débit régulier et peu profonds, soit des cours d'eau que l'on peut traverser à pied. Elle exclut toutefois les cours d'eau intermittents.



Bien qu'il n'existe aucun consensus sur des critères définissant les cours d'eau « marchables » (*wadeable* en anglais), Flotemersch *et al.* (2006) ont proposé une classification basée sur certaines caractéristiques, telles que la superficie drainée et l'ordre de Strahler¹. Ainsi, les cours d'eau « marchables » peuvent se définir comme ayant une superficie drainée variant de 1 à 700 km² et un ordre variant de 1 à 4. Toutefois, selon ces auteurs, des cours d'eau de transition ayant une superficie drainée de 500 à 1 000 km² et un ordre de Strahler de 3 à 5 contiennent également des sections « marchables ».

¹ Des explications sur l'ordre de Strahler se trouvent aux pages 13 et 14.

Avant d'entreprendre une étude sur les macroinvertébrés benthiques, il convient d'établir un plan d'échantillonnage. Selon l'objectif poursuivi, les stations à comparer (station de référence *versus* station testée) peuvent se situer sur un même cours d'eau ou sur des cours d'eau différents. Le plan d'échantillonnage décrit dans le présent guide suit l'approche fondée sur les conditions de référence (ACR). Plusieurs autres options de plans d'études sont décrites dans la littérature scientifique : avant-contrôle-impact (BACI), contrôle-impact (CI), contrôle-impact multiple (CIM) et gradient linéaire (GL). Le lecteur intéressé à se documenter sur ces plans d'études, y compris l'ACR, peut consulter différents ouvrages, dont ceux de Green (1979), Environnement Canada (2002), Jones *et al.* (2005) Reynoldson *et al.* (2003) et Sylvestre (2006).

L'ACR consiste à établir une base de données biologiques (macroinvertébrés benthiques) et environnementales (chimiques et physiques) à partir de stations présentant des conditions peu ou pas altérées (stations de référence). Ainsi, l'ACR mesure la variabilité du biote (communauté de macroinvertébrés benthiques) à des stations de référence d'un territoire; ces stations sont considérées comme des répliqués. Par la suite, les caractéristiques biologiques d'une station test sont comparées à celles d'un sous-ensemble approprié de stations de référence (Reynoldson *et al.*, 1997, Sylvestre, 2006). L'ACR est de plus en plus intégrée aux programmes de surveillance et d'évaluation biologique de la ressource aquatique (Reynoldson *et al.*, 1997; AQEM CONSORTIUM, 2002; U.S.EPA, 1996). Bien que la sélection des stations de référence (impact minimal) soit l'élément de base de l'ACR, aucune méthode n'est présentement reconnue pour désigner ces stations de référence (Bowman et Somers, 2005). Toutefois, elles sont généralement définies comme étant minimalement exposées à l'activité humaine et représentatives des cours d'eau présents dans la région étudiée. Selon la région, la station choisie sera donc peu altérée ou la moins altérée possible par les activités humaines. Différents facteurs peuvent guider la recherche et le choix des stations de référence (Jones *et al.*, 2005) :

- La contamination ponctuelle

Elle devrait être absente des stations de référence. Tout rejet, répertorié ou non, doit être pris en compte.

- La régulation du niveau d'eau

Les barrages ou les bassins de retenue ont un impact majeur sur la faune résidente. Les zones touchées par ces ouvrages ne devraient pas être sélectionnées comme station de référence.

- La végétation riveraine naturelle

La végétation riveraine naturelle remplit plusieurs rôles primordiaux, dont la rétention des polluants, la protection contre l'érosion et la régulation de la température (Saint-Jacques et Richard, 1998; Gagnon et Gangbazo, 2007). Elle devrait être omniprésente aux stations de référence.

- La déforestation du bassin versant
La déforestation de la partie du bassin versant située en amont d'une station de référence devrait être minimale. Ce pourcentage minimal sera très différent d'une région à l'autre au Québec.
- La perturbation de l'habitat aquatique
Le dragage et les modifications du lit d'un cours d'eau doivent idéalement être absents à la station de référence et en amont de celle-ci.
- Le développement ou l'urbanisation du bassin versant
Les villes et les industries majeures devraient être absentes ou situées le plus loin possible en amont d'une station de référence. Il est opportun de vérifier la présence et la nature des rejets municipaux et industriels.
- La présence de terres agricoles dans le bassin versant
Idéalement, les terres agricoles ne devraient pas être présentes dans la partie du bassin située en amont de la station. Comme ce critère est pratiquement impossible à respecter dans certaines régions du Québec, la station de référence sera située là où l'agriculture est moins intensive ou demande moins d'engrais et de pesticides, ou encore en aval d'une zone forestière permettant une certaine récupération du milieu.
- L'acidification anthropique
Les secteurs acidifiés par certaines activités industrielles, dont les activités minières, ne devraient pas être sélectionnées comme station de référence.
- Les caractéristiques physicochimiques de l'eau
La mesure de certaines variables de qualité de l'eau peut fournir de l'information concernant les types de polluants et leurs impacts sur le cours d'eau. La mesure des concentrations en phosphore et en azote, des matières en suspension et de la conductivité est particulièrement utile dans des zones où l'occupation du territoire est fortement agricole ou urbaine, telle la plaine du Saint-Laurent.

Le premier repérage des stations de référence peut être réalisé à l'aide de différents outils : cartes topographiques, orthophotos et photos satellites (Google Earth). Ensuite, il convient de faire une visite de reconnaissance du territoire pour valider ces choix. Une observation rapide des organismes benthiques en place peut confirmer l'à-propos du choix de la station ou au contraire suggérer qu'un élément, par exemple un rejet ponctuel, aurait échappé au premier repérage. La communauté benthique d'une station de référence devrait être composée d'une bonne variété de taxons EPT (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera).

De plus, il faut prendre en compte le fait que la composition en espèces de macroinvertébrés benthiques change naturellement entre les cours d'eau de tête, les tronçons médians et les grandes

rivières. Cette réponse aux changements de l'environnement (Hauer et Resh, 1996) est le concept de continuum fluvial (*River continuum concept*, Vannote *et al.*, 1980).

Certains États américains (Maryland, Alaska, Virginie occidentale) utilisent des critères quantitatifs pour désigner les stations de référence (Roth *et al.*, 1997 Major *et al.*, 2000; Stribling *et al.*, 1998; Tetra Tech Inc., 2000).



Lors d'études ciblées, les stations de référence doivent être sélectionnées en fonction de la concordance avec les caractéristiques de l'habitat de la station test, à la condition que la composante habitat ne soit pas l'élément à évaluer. La composition et l'hétérogénéité du substrat, la vitesse du courant, l'ordre de Strahler du cours d'eau et la superficie drainée sont des variables importantes qui doivent être prises en compte. Idéalement, ces variables doivent être semblables entre une station de référence et une station test.

1.4 Trois niveaux de surveillance

Dans le présent document, trois niveaux de complexité sont proposés pour la surveillance biologique. Le niveau 1 est proposé à des débutants; les deux autres niveaux – niveaux 2 et 3 – sont adaptés pour des gens plus expérimentés. La principale différence entre ces niveaux concerne l'identification des macroinvertébrés benthiques récoltés. Le *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec* (Moisan, 2010) est utilisé dans le niveau 1. L'identification des macroinvertébrés benthiques dans les niveaux 2 et 3 nécessite l'utilisation de documents taxonomiques spécialisés. Les directives qui s'appliquent spécifiquement à l'un ou l'autre de ces niveaux sont clairement indiquées et accompagnées des signes suivants : niveau 1, niveau 2 et niveau 3 : **1** **2** **3**

L'établissement des différents niveaux de complexité vise à faciliter la mise en place de la surveillance biologique par des volontaires. Ces outils permettent aux citoyens – débutants ou expérimentés – de s'impliquer activement dans la gestion de l'eau tout en les sensibilisant à l'importance de la protection de cette ressource. La surveillance volontaire a déjà fait ses preuves dans divers pays, notamment aux États-Unis (Ely, 2005). Le niveau choisi varie en fonction de l'objectif de la surveillance biologique et de l'expérience des participants.

Le présent guide traite des procédures à suivre pour réaliser des études biologiques basées sur les macroinvertébrés benthiques. Outre la présente section, ce guide comporte quatre sections, soit :

2. Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques
3. Évaluation de l'habitat
4. Traitement de l'échantillon en laboratoire et identification des macroinvertébrés benthiques
5. Analyse des données et évaluation de l'intégrité biologique

2 Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques



2.1 Généralités

La présente section expose le protocole d'échantillonnage et décrit les étapes à suivre pour le prélèvement des macroinvertébrés benthiques.

De manière générale, les cours d'eau dans lesquels on peut se déplacer à pied appartiennent à deux types, soit les cours d'eau à substrat grossier et à écoulement rapide et les cours d'eau à substrat fin et à écoulement lent (Stark *et al.*, 2001). Ces types de cours d'eau sont également désignés respectivement comme des cours d'eau à forte pente (*high gradient stream*) ou à faciès lotique et des cours d'eau à faible pente (*low gradient stream*) ou à faciès lentique (Barbour *et al.*, 1999; Stark *et al.*, 2001). Ainsi, la stratégie d'échantillonnage différera selon ces types de substrats et d'écoulement. Maxted *et al.* (2003) recommandent, concernant les programmes de suivi, de séparer l'évaluation de ces deux types de cours d'eau car les communautés de macroinvertébrés benthiques de référence y sont différentes. Ainsi, tant les échantillons que l'interprétation devront être traités différemment selon le type de cours d'eau.

2.2 Approche monohabitat

Ce protocole est réalisable dans les cours d'eau à substrat grossier et à écoulement rapide. Dans ces cours d'eau, les seuils (appelés également radiers ou *riffles*) et les plats courants (*runs*) sont échantillonnés. Les seuils sont des zones peu profondes où le courant est brisé par des roches ou des morceaux de bois submergés, ce qui produit une agitation en surface. Les plats courants ont une pente moins forte que les seuils et l'écoulement est uniforme. La proximité du substrat crée de petites vagues en surface. (De l'information supplémentaire sur ces habitats se trouve à la section 3.2.1.)

Les habitats plus profonds à très faible courant (fosses ou *pools*) sont délibérément exclus afin de comparer seulement les habitats les plus productifs, particulièrement sur le plan de la diversité. C'est dans les seuils que l'on trouve habituellement les taxons sensibles à la dégradation de la qualité de l'eau. La présence ou l'absence de ces groupes sensibles à la pollution est reconnue comme un indicateur des conditions environnementales (Stark *et al.*, 2001). Lorsque ces habitats sont présents en quantité suffisante, ils sont les seuls à être échantillonnés; cette approche est communément qualifiée de monohabitat. Elle permet de réduire la variabilité des données de macroinvertébrés benthiques lorsque les stations sont comparées entre elles (Stark *et al.*, 2001).



Certains cours d'eau possèdent peu d'habitats correspondant aux besoins de l'approche monohabitat, et ce, de façon naturelle. Des habitats de remplacement doivent alors être échantillonnés (Barbour *et al.*, 1999; U.S. EPA, 1997). Cette approche, qualifiée de multihabitat, n'est pas décrite dans le présent guide.

Un cours d'eau à substrat grossier et à écoulement rapide a un substrat dominé par du gravier ou par des pierres plus grosses. Moins de 50 % du lit est formé de sable, d'argile ou de limon. Le lit du cours d'eau est majoritairement dur (Stark *et al.*, 2001). Les habitats à courant rapide créés par la présence des seuils sont fréquents dans ce type de cours d'eau.

À l'inverse, dans un cours d'eau à substrat meuble et à écoulement lent, le substrat est dominé par le sable, le limon, la boue ou l'argile. Les pierres (gravier, galet et blocs) sont rares ou absentes. Des macrophytes poussent dans les tronçons de cours d'eau ensoleillés alors que, dans les tronçons de cours d'eau en milieu forestier, on retrouve fréquemment des accumulations de débris végétaux tels des arbres morts submergés. Des fosses sont également présentes. Comme il a été mentionné précédemment, la procédure d'échantillonnage de ces cours d'eau ne fait pas l'objet du présent guide mais elle est disponible dans Moisan et Pelletier (2011). Le tableau suivant permettra de vérifier les différents critères qui définissent les cours d'eau à substrat grossier.

Synthèse - Choix du protocole -	
<p>Approche monohabitat Caractéristiques généralement observées dans les cours d'eau à substrat grossier et à écoulement rapide</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fond rocheux (gravier, galet, blocs) • Courant modéré à rapide • Présence de seuils et de plats courants • Lit dur 	<p>(Approche multihabitat) Caractéristiques généralement observées dans les cours d'eau à substrat fin et à écoulement lent</p> <p style="text-align: center;">↓</p> <ul style="list-style-type: none"> • Fond mou (argile, limon, sable) • Courant faible à modéré • Présence importante de fosses (habitat à substrat fin et plus profond) • Présence de macrophytes dans les tronçons ensoleillés • Tronçons forestiers avec accumulation fréquente de débris ligneux • Lit meuble <p style="text-align: right;">Consultez Moisan et Pelletier 2011</p>

2.3 Conditions d'application

Méthode utilisée

L'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques est fait à l'aide d'un filet troubleau ou D-net d'une largeur de 30 cm avec une maille d'ouverture de 600 µm. Les macroinvertébrés sont délogés avec les mains. Cette méthode est plus systématique et elle abîme moins les organismes (Moulton *et al.*, 2002).



Certains trichoptères dont les étuis (*cases*) sont fortement fixés aux roches sont difficiles à déloger avec les pieds.

Stations d'échantillonnage

L'échantillonnage se fait dans les seuils et les plats courants de la station : 20 surfaces sont échantillonnées. Des endroits caractérisés par des vitesses du courant ou des profondeurs différentes sont à privilégier.



Les fosses, les troncs d'arbres et les macrophytes ne sont pas échantillonnés dans l'approche monohabitat

Saison d'échantillonnage

Selon les objectifs poursuivis par l'étude, la saison d'échantillonnage peut varier. L'automne est toutefois privilégié (septembre et octobre) pour les raisons suivantes :

- grande richesse taxonomique (Jones *et al.*, 2005);
- reflet des conditions d'été (Jones *et al.*, 2005), particulièrement en ce qui a trait à la pollution agricole;
- grand nombre de données acquises au MDDEFP lors de cette période.

AVERTISSEMENT

L'échantillonnage ne doit jamais se faire dans les jours suivant une forte pluie. On entend par forte pluie 50 mm de pluie en 12 heures ou moins **ou** 80 mm de pluie en moins de 24 heures (Environnement Canada). On peut également parler de forte pluie lorsqu'il tombe 7,6 mm de pluie à l'heure (MétéoMédia). Ces quantités suffisent à causer des inondations locales ou généralisées (Environnement Canada et MétéoMédia). À la suite de tels événements, il est recommandé de laisser passer environ 10 jours avant d'échantillonner. L'importance de l'événement, la nature du substrat et la protection végétale sont des facteurs pouvant influencer ce délai.

2.4 Liste de matériel de terrain

- Filet troubleau (600 microns)
- Seau grillagé (mailles de 600 microns) ou tamis (mailles de 600 microns) et seau
- Contenants de plastique pour les échantillons (1 litre)
- Boîte de transport pour les échantillons
- Agent de conservation (alcool éthylique à 95 %)
- Étiquettes en papier imperméable (nalgène)
- Ruban adhésif (de type ruban-cache, *masking tape*)
- Pincettes
- Grosse cuillère
- Flacons laveurs

- Cartes topographiques
- Fiches de terrain
- Tablette rigide de terrain

- GPS et piles de rechange (facultatif)
- Sacs à dos
- Appareil photo
- Chronomètre ou montre
- Gants en caoutchouc (idéalement très longs)
- Bottes-culottes ou cuissardes
- Imperméable (facultatif)
- Crayon feutre indélébile
- Crayons à mine et gomme à effacer

- Protocoles
- Feuilles de terrain
- Dérouleur de toprofil ou ruban à mesurer
- Appareil (2 3) ou matériel (1) pour mesurer le courant
- Ruban forestier
- Thermomètre
- Matériel pour les analyses d'eau (facultatif 1)
 - eau distillée
 - matériel pour mesurer le pH, la dureté, la turbidité, l'oxygène dissous et les coliformes
- Matériel pour les analyses d'eau (2 3)
 - appareils de mesure in situ (pH, oxygène dissous, conductivité et température)
 - matériel pour les analyses effectuées par un laboratoire accrédité
 - bouteilles d'échantillonnage
 - glaciaire et glace
 - feuilles d'analyses

2.5 Étapes de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques²

1) Choisir une station de 100 m de longueur, représentative du cours d'eau étudié. La station devrait se situer à au moins 100 m en amont ou en aval (si les conditions en amont sont inadéquates) d'une route ou d'un pont et ne pas recevoir d'affluent majeur dans la zone d'échantillonnage. Mesurer cette station tout en évitant, autant que possible, de marcher dans la rivière. Un ruban forestier placé à la fin de la station permettra de bien la délimiter.



Si, à la station choisie, la largeur moyenne de la rivière est supérieure à 20 m, la longueur de la station devra alors être de 6 fois sa largeur. Par exemple, si la largeur moyenne est de 25 m, la longueur de la station sera de 6 m x 25 m, soit 150 m.

2) Tous les seuils et les plats courants à l'intérieur du 100 m peuvent être échantillonnés. Les coups de filet doivent être donnés là où les vitesses du courant sont différentes, à des profondeurs différentes, certains plus en bordure et d'autres plus au centre. Cette façon de procéder favorise la capture d'une plus grande diversité de taxons. Un total de 20 coups de filet est équivalent à une surface approximative de 3 m².

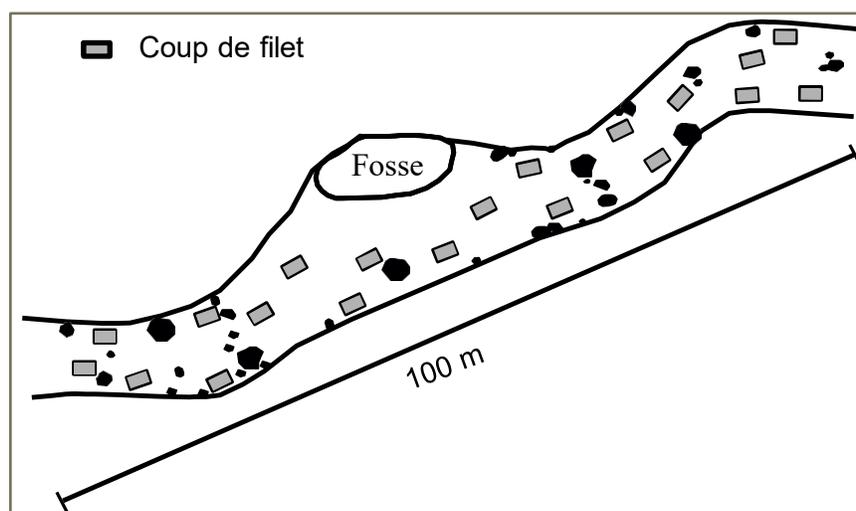


Figure 2 Exemple d'emplacement des surfaces échantillonnées

3) L'échantillonnage débute en aval et s'effectue à l'aide d'un filet troubleau. Il doit être bien rincé avant de commencer l'opération afin d'éviter la contamination par des spécimens n'appartenant pas à la station. Les organismes sont délogés sur une distance de **0,5 m en amont du filet** pendant 30 secondes. Les pieds sont utilisés seulement lorsque le niveau d'eau rend l'échantillonnage manuel impossible. L'utilisation d'un chronomètre ou d'une montre facilite l'opération.

² Adapté de Stark *et al.*, (2001) et de Barbour *et al.*, (1999)



Amont : d'où vient le courant, de la **montagne**. Aval : où va le courant, vers la **vallée**.

Exemple de coup de filet

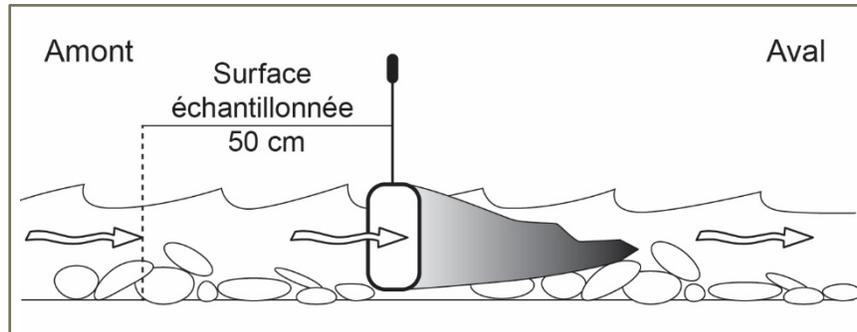


Figure 3 Disposition du filet troubleau et délimitation du coup de filet



Comment effectuer un coup de filet (figure 3)

- Délimiter une surface à échantillonner d'une longueur de 50 cm sur une largeur de 30 cm (c.-à-d. la largeur du filet).
- Placez le filet troubleau sur le substrat en l'enfonçant légèrement entre les roches afin qu'aucun organisme ne puisse passer en dessous. L'ouverture doit faire face au courant.
- Nettoyer manuellement pendant **30 secondes** les roches et les débris à l'intérieur de la surface à échantillonner en évitant de les faire entrer dans le filet. Les pieds peuvent être utilisés aux endroits trop profonds. S'il y a des sédiments meubles, brasser le fond sur quelques centimètres afin d'y déloger les organismes enfouis. Le courant fera entrer les organismes dans le filet. Dans certaines situations, on pourra les aider à y entrer en créant un courant avec les mains.
- Retirer le filet en s'assurant qu'aucun organisme ne puisse être emporté par le courant. Pour ce faire, retirer le filet à contre-courant.

4) Le contenu de chaque coup de filet est transféré dans un seau à fond grillagé. Le transfert de chaque partie de l'échantillon au fur et à mesure de la récolte minimise le bris des organismes. Entre chaque coup de filet, laisser le seau dans une eau peu profonde et calme afin d'éviter l'assèchement de l'échantillon. Lorsque les 20 coups de filet sont transférés, les gros débris (roches, bâtons et feuilles) sont inspectés et nettoyés. Les organismes benthiques sont remis dans l'échantillon et les débris, jetés. Les petits débris ne sont pas inspectés. Il est très important de débarrasser l'échantillon des plus grosses roches afin qu'elles n'écrasent pas les organismes lors du transport. Ensuite, l'échantillon doit être rincé à l'eau claire afin d'enlever les sédiments fins. Pour ce faire, on enfonce le seau dans l'eau et on remue délicatement l'échantillon pour le débarrasser des particules les plus fines, lesquelles s'échapperont par le fond grillagé. L'opération peut être répétée plusieurs fois.



Si nécessaire, rincer l'échantillon qui a été transféré dans le seau avant que les 20 coups de filet ne soient complétés. Cela s'avérera nécessaire, par exemple s'il y a beaucoup d'algues, car le seau se colmatra facilement et il sera difficile de se débarrasser des sédiments fins.

1 En l'absence de seau à fond grillagé, transférer le contenu de chaque coup de filet dans un seau ordinaire. Lorsque l'échantillonnage est complété (après 20 coups de filet), en transférer le contenu dans le filet ou dans un tamis de 600 µm. Tremper le filet dans l'eau et le secouer afin d'enlever les sédiments fins. Ne pas oublier de rincer les débris grossiers et de s'en débarrasser.

5) Laisser l'eau s'égoutter de l'échantillon puis transférer ce dernier dans un contenant auquel est ajouté de l'alcool à 95 %. Il est préférable de ne pas trop mettre de matériel dans chacun des contenants afin d'assurer une préservation efficace et de limiter le bris des organismes. L'eau résiduelle contenue dans l'échantillon diluera la solution jusqu'au niveau approprié, soit 70 à 80 % d'alcool. Un flacon laveur et des pincettes sont utiles pour récupérer les organismes accrochés au filet ou au fond du seau. L'échantillon total (benthos et détritus) devrait représenter un volume d'environ 1 litre. Les contenants doivent être étiquetés. Une étiquette est collée sur les contenants et indique la date, le nom de la rivière, le numéro de la région hydrographique (annexe 1), le numéro de la station, le nombre de contenants et le nom du bassin versant principal (annexe 1). Une seconde étiquette en papier imperméable est mise à l'intérieur des contenants (figure 4). Il faut s'assurer que les contenants sont bien scellés et que les organismes sont entièrement recouverts par l'alcool.



Lorsque l'échantillon contient beaucoup de matières organiques (ex. : algues ou purin), il est souhaitable de remplacer l'agent de préservation après quelques jours si l'échantillon n'est pas traité immédiatement.

Date : _____	20-06-2006	_____
Nom de la rivière : _____	Jaune	_____
Bassin hydrographique : _____	05	_____
Numéro de la station : _____	jaun0106	_____
Nombre de contenants : _____	2	_____
BV principal : _____	Saint-Charles	_____
Niveau : _____	1	_____

Figure 4 Exemple d'étiquetage du contenant

Les stations échantillonnées doivent être désignées comme suit : quatre lettres désignant le nom de la rivière, numéro de station de deux chiffres et année de l'échantillonnage à deux chiffres. Exemple : jaun0106. Le nom de chaque station doit être unique.

3 Évaluation de l'habitat



3.1 Généralités

La présente section propose une fiche de description générale de la station (page 21) qui s'adresse aux niveaux de suivi 1, 2 et 3 et deux fiches d'évaluation de l'habitat, la première pour le niveau 1 (page 34) et la seconde pour les niveaux 2 et 3 (page 45). La différence entre ces fiches d'évaluation se situe dans le pointage. Pour chacun des paramètres proposés, les quatre catégories possibles donnent lieu, pour le niveau 1, à quatre pointages différents. Les niveaux 2 et 3 sont également divisés en quatre catégories, mais le pointage associé à celles-ci est subdivisé en cinq et l'échelle varie de 0 à 20. Chaque fiche est accompagnée d'explications détaillées qui aideront à la compréhension des termes techniques. L'utilisateur de la fiche de niveau 1 peut se référer à la section 3.4.1 pour de plus amples informations. Il est plus facile de remplir ces fiches après avoir récolté les organismes benthiques, car vous aurez alors une vue d'ensemble de la station.

L'habitat des macroinvertébrés benthiques, comme celui de tout autre organisme vivant, possède des composantes biologiques (ex. : végétation), physiques (ex. : substrat, écoulement) et chimiques (ex. : pH, azote). La diversité biologique des rivières est étroitement liée à la qualité de l'habitat. Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques d'habitat constituent les principaux facteurs qui déterminent la distribution des macroinvertébrés (Hynes, 1970; Cummins, 1975; Hellawell, 1986). Plusieurs facteurs influencent la répartition spatiale des macroinvertébrés benthiques. Parmi les plus importants, citons la vitesse du courant, la nature et l'hétérogénéité du substrat ainsi que la température (Hynes, 1970). Ainsi, afin de bonifier le suivi des macroinvertébrés benthiques, l'évaluation de l'habitat environnant offre un complément d'information utile. Certaines caractéristiques de l'habitat à plus large échelle devraient aussi être documentées, soit la superficie drainée, l'ordre de Strahler, les provinces et les régions naturelles ainsi que l'utilisation du territoire. Ces caractéristiques de l'habitat sont facultatives pour le niveau 1, mais souhaitables pour les niveaux 2 et 3.

L'ordre de Strahler est évalué à partir des cartes topographiques dont l'échelle est de 1 : 20 000. (DPEP, comm.personnelle, Leopold *et al.* 1964). Les ordres de cours d'eau sont assignés selon la méthode établie par Strahler (1957). Ainsi, le plus petit ruisseau à écoulement permanent (exclu les intermittents) sans tributaire apparaissant sur une carte topographique (1 : 20 000) est considéré comme le premier ordre. Ensuite, lorsque deux ruisseaux de 1^{er} ordre se rencontrent, le segment qui en résulte est désigné de deuxième ordre; lorsque deux ruisseaux de deuxième ordre se rencontrent, le segment qui en résulte est désigné de troisième ordre; et ainsi de suite. Toutefois, à la rencontre d'un ruisseau de deuxième ordre avec un ruisseau de premier ordre, le segment qui en résulte conserve l'ordre le plus élevé, dans ce cas le deuxième ordre.

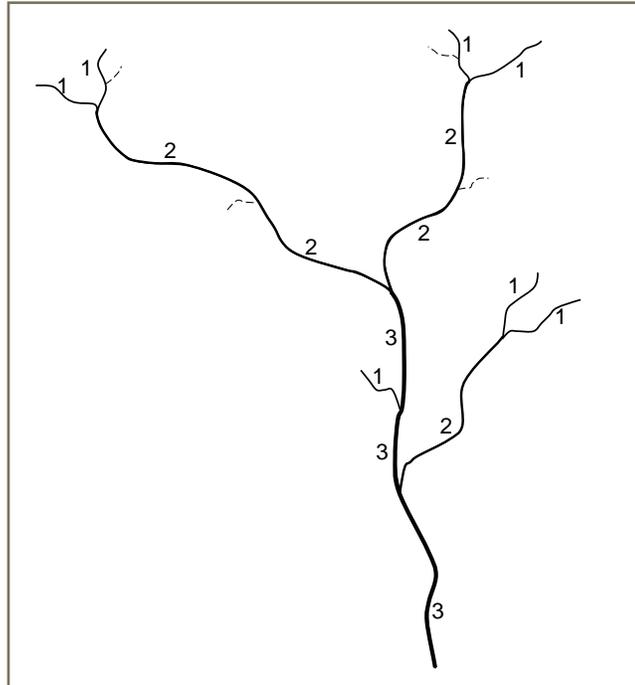


Figure 5 Classement d'un réseau hydrographique selon l'ordre de Strahler

La superficie drainée à la station peut être évaluée à l'aide d'une carte topographique et d'un planimètre ou à l'aide d'un système d'information géographique (SIG) et de cartes numérisées provenant de la Base de données topographiques du Québec (BDTQ) du ministère des Ressources naturelles et de la Faune (MRNF). On obtient les provinces et les régions naturelles du Québec en consultant le Cadre écologique de référence (Li et Ducruc, 1999) sur le site Internet du Ministère à l'adresse suivante :

http://www.mddefp.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces/conclusion.htm#figure12.

En ce qui a trait à la qualité de l'eau, la seule mesure obligatoire est la température (t°). Des analyses supplémentaires permettront cependant de mieux documenter la qualité de l'eau à la station. Pour les niveaux **2** et **3**, on propose de prendre des données (température, pH, conductivité et O_2 dissous) à l'aide d'appareils de mesure sur le terrain. Par ailleurs, la prise d'échantillons d'eau permettra l'analyse de variables supplémentaires, telles que l'azote total, le phosphore total, le carbone organique dissous, les solides en suspension, la turbidité et l'alcalinité. Un complément d'information se trouve dans le document de Hébert et Légaré (2000), accessible sur le site Internet du Ministère à l'adresse suivante : http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/sommaire.htm. Ces échantillons d'eau peuvent être récoltés à trois reprises, à intervalles d'un mois, soit deux fois avant l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques (juillet et août) et une fois lors de l'échantillonnage de ces derniers (septembre). Les mesures et les prélèvements d'eau doivent se faire vers l'amont en évitant la mise en suspension des sédiments du fond, tel qu'il est illustré dans la figure 6.

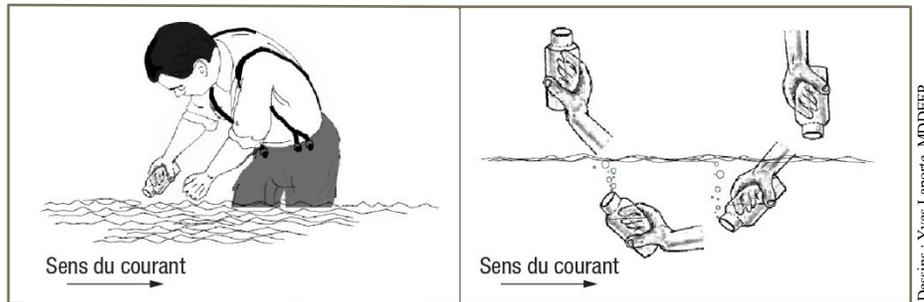


Figure 6 Prise d'un échantillon d'eau

3.2 Description générale de la station – niveaux 1 2 3

3.2.1 Paramètres utilisés

Informations générales – La section supérieure de la fiche contient des informations d'ordre général qui doivent être indiquées. Il s'agit du nom du cours d'eau, du numéro de la station, du nom des observateurs, de la date, de l'heure, de la largeur et de la profondeur de la rivière ainsi que des coordonnées géographiques. Ces dernières sont recueillies à l'aide d'un GPS et sont exprimées de préférence en degrés décimaux, NAD 83 (ex. : latitude 46,xxxxx et longitude -71,xxxxx). Si le positionnement est fait à partir d'une carte topographique, il faut traduire le format en degrés décimaux. L'altitude à la station est déterminée à partir de la carte.

Largeur moyenne en eau : Largeur mouillée du cours d'eau. Si la largeur du tronçon étudié est variable, déterminer l'endroit où elle est représentative et prendre une mesure perpendiculairement au courant.

Largeur moyenne aux berges : Largeur à la première encoche d'érosion ou à la limite d'implantation des plantes ligneuses. Pour plus d'informations, se référer à la section traitant de la composition de la berge à la page 16. Si la largeur du tronçon étudié est variable, déterminer l'endroit où elle est représentative et prendre une mesure perpendiculairement au courant.

Type d'écoulement : Importance relative (%) de chaque type d'écoulement à la station.

- **Fosse (pool)** : Zone d'un cours d'eau où le courant est faible et où la profondeur est supérieure aux zones environnantes.
- **Plat courant et plat lentique** : Zone d'un cours d'eau où la profondeur est uniforme et plutôt faible. Le plat est une zone de transition entre la fosse et le seuil. Il se situe souvent dans les portions rectilignes des cours d'eau. On peut diviser les plats en deux classes selon le type de courant présent, soit le plat courant (*run*) et le plat lentique (*glide*). Le plat courant a une pente douce, un écoulement uniforme, un courant modéré et de petites vagues à la surface dues à la proximité du substrat. Le plat lentique est souvent situé en amont d'un obstacle ou d'un seuil.

La vitesse de courant est faible et il y a peu ou pas de turbulence à la surface (Malavoi, 1989; Malavoi et Souchon, 2002).

- **Seuil ou radier (*riffle*)** : Zone peu profonde d'un cours d'eau où le courant est rapide et entravé par des roches ou des morceaux de bois submergés qui produisent une agitation de surface.

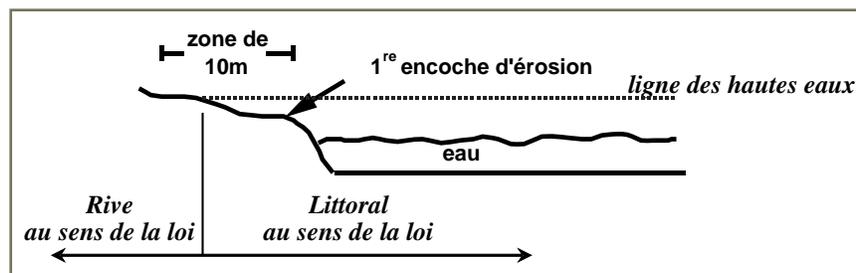
Vitesse du courant : Vitesse à laquelle une masse d'eau se déplace. Elle peut être mesurée à l'aide d'un appareil ou de diverses techniques simples, telle la durée de déplacement d'un objet flottant sur une distance connue. Cinq mesures sont prises à des endroits représentatifs des points d'échantillonnage de la station et l'unité de mesure doit être précisée.

Transparence de l'eau : Bien que cette information soit subjective, elle peut aider à comparer des stations entre elles, particulièrement si aucune analyse d'eau n'est effectuée.

- **Elevée** : Eau cristalline, aucune matière en suspension visible; le fond de l'eau est clairement visible.
- **Moyenne** : Eau dont la turbidité est moyenne.
- **Faible** : Eau très turbide, le fond de l'eau est peu ou pas visible.

Couvert forestier : Pourcentage de ciel au-dessus du cours d'eau qui est caché par la végétation. Cette estimation doit être faite lorsque les feuilles sont à maturité. Plus la donnée est élevée, plus le couvert est important et plus il y aura d'ombrage sur le cours d'eau.

Composition des berges : L'évaluation du pourcentage de recouvrement de chacune des composantes se fait, pour chaque berge, comme si elle était observée à vol d'oiseau. La limite inférieure de la zone à caractériser se situe au niveau de la première encoche d'érosion, c'est-à-dire la première trace laissée par le passage de l'eau. Dans plusieurs cas, il s'agit de la limite d'implantation de la végétation permanente constituée des arbres et des arbustes. La limite supérieure de cette zone se situera à une distance de dix mètres sur un plan horizontal vers l'intérieur des terres. Aux fins du présent protocole, on considère les plantes ligneuses de moins de cinq mètres de hauteur comme des arbustes. Les données de composition des berges peuvent être utilisées dans le calcul de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) élaboré par Saint-Jacques et Richard (1998) (annexe 2).



La zone évaluée ne correspond pas à la rive au sens de la Politique de protection des rives, du littoral et des plaines inondables (c.Q-2, r. 35). Les photographies suivantes présentent l'emplacement de la limite inférieure de la zone évaluée.



Julie Moisan, MDDEFP



Lyne Pelletier, MDDEFP



Julie Moisan, MDDEFP



Lyne Pelletier, MDDEFP

Aux fins du présent protocole, sont considérées comme arbustes les plantes ligneuses de moins de 5 mètres de hauteur.

Les données de composition des berges peuvent être utilisées dans le calcul de l'indice de qualité de bande riveraine (IQBR) élaboré par Saint-Jacques et Richard (1998) (annexe 2).

Infrastructure de soutien : Évaluation du pourcentage de la longueur de la berge occupée par un soutènement artificiel (éléments mis en place pour empêcher le sol de s'affaisser). Les deux berges sont évaluées individuellement et les matériaux utilisés sont identifiés.

Type de substrat : Composition du fond du cours d'eau exprimée en pourcentage; il y a trois classes de substrat pour le niveau 1 et six classes pour le niveau 2 et 3.

Niveau 1	Niveaux 2 3	CARACTÉRISTIQUES
Roc (roche mère)	Roc (roche mère)	Masse de pierre dure et cohérente faisant corps avec le sous-sol
Substrat grossier	Bloc	Supérieur à 20 cm de diamètre
	Galet	De 2 à 20 cm de diamètre
	Gravier	De 0,20 à 2 cm de diamètre
Substrat meuble	Sable	Grains de 0,2 à 2 mm de diamètre (roulent entre les doigts)
	Limon et argile	Grains plus petits que le sable et qui se retrouvent facilement en suspension dans l'eau

État du substrat : Évaluation du recouvrement du substrat par les algues ou les mousses (bryophytes) selon 3 cotes : absent, présent ou abondant.

Mesures physico-chimique : Seule la prise de la température de l'eau est obligatoire.

2 3 Il est recommandé de prendre, à l'aide des appareils adéquats, des données d'oxygène dissous, de conductivité et de pH. Si des données relatives à des paramètres additionnels s'avèrent nécessaires, les analyses d'eau sont alors effectuées par un laboratoire accrédité.

Photographies : Des photographies des stations échantillonnées sont utiles pour documenter l'étude et se remémorer physiquement les lieux.

Remarques : Toute remarque pertinente est notée. Voici quelques exemples :

- **Odeur anormale de l'eau ou du substrat:** œufs pourris, huile ou essence, chlore, ordures, etc.
- **Couleur :** couleur suspecte (une prolifération algale excessive peut rendre l'eau verte).
- **Apparence :** eau laiteuse, eau blanchâtre, mousse en surface, pellicule huileuse, etc.
- **Débit :** un débit anormalement faible ou élevé pour la période de l'année est noté.

Schéma : Un schéma du tronçon étudié doit être tracé au verso de la fiche de description générale de la station. Un exemple est fourni à la figure 7.

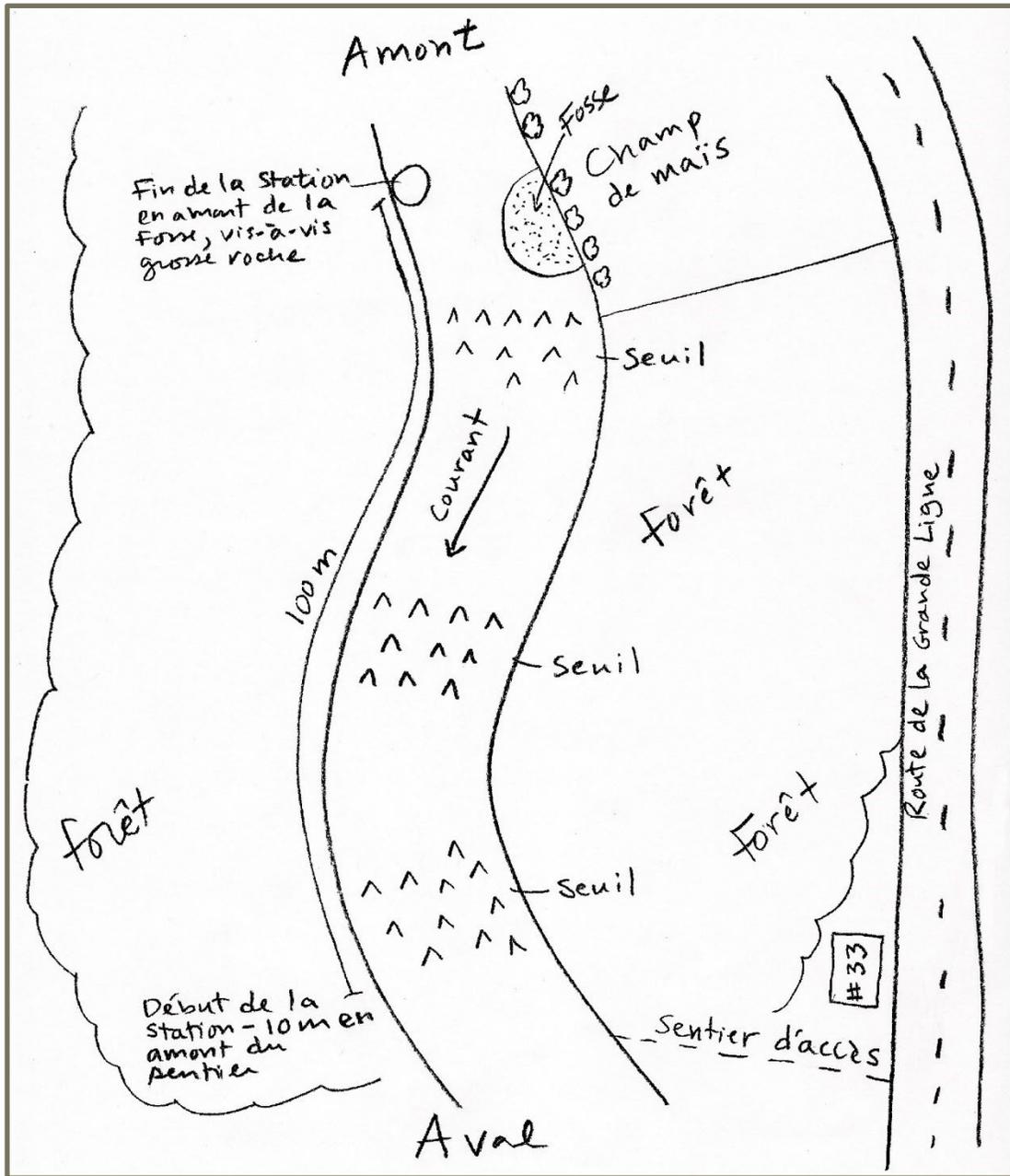


Figure 7 Exemple de schéma d'une station

3.2.2. Fiche de terrain

Description générale de la station – cours d'eau à substrat grossier (recto)

Niveaux 1 2 3

Cours d'eau : _____

Observateurs : _____

Date : _____ Heure : _____

Étiquette de station : _____

Largeur moyenne en eau (m) : _____

Largeur moyenne aux berges (m) : _____

Profondeur moy. (m) : Réelle _____

Coord. GPS : _____ UTM Ouest

_____ UTM Nord

NOTE : Macrohabitat sur 100 m de rivage

NOTE : On détermine le côté de la rive en regardant vers l'aval.

TYPE D'ÉCOULEMENT (%)

fosse _____
 plats *lenticule* _____
 et *courant* _____
 seuil _____

VITESSE DU COURANT

lente
 modérée
 rapide

COURANTOMÈTRE

(10 cm sous la surface)
 5 données + unité de mesure

_____ _____ _____
 _____ _____

unité : _____

méthode : _____

TRANSPARENCE

élevée
 moyenne
 faible

COUVERT FORESTIER

Fermé _____ %

NIVEAU D'EAU

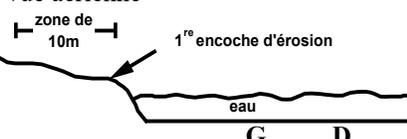
(pour la saison)

très bas
 normal
 très élevé

COMPOSITION DES BERGES (%)

(1^{re} encoche d'érosion + 10 m)

vue aérienne



	G	D
roches (sauf soutènement)	_____	_____
sol nu	_____	_____
herbacées naturelles	_____	_____
arbustes	_____	_____
arbres	_____	_____
pâturage/fourrage/ pelouse	_____	_____
culture	_____	_____
coupe forestière (récente)	_____	_____
artificielle*	_____	_____

*INFRASTRUCTURE DE SOUTIEN

(longueur de rive occupée)

G **D**

_____ % _____ %

MATÉRIAUX UTILISÉS

	G	D
roches	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
bois	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
béton	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
autre	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

MACROPHYTES (%)

TYPE DU SUBSTRAT (%)

Niveaux 2 et 3	Niveau 1
argile-limon	_____
sable (0,2-2 mm)	_____
gravier (0,2-2 cm)	_____
galets (2-20 cm)	_____
blocs (> 20 cm)	_____
roc	_____

ÉTAT DU SUBSTRAT

	absent	présent	excessif
algues	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
mousses (bryophytes)	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
autre	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

MESURES PHYSICOCHIMIQUES

T° : _____ (obligatoire)
 O₂ : _____
 Cond. : _____
 pH : _____

suite au verso

Photographies :

Nom du photographe : _____

Description générale de la station

Cours d'eau : _____

N° de station : _____

N° d'échantillon : _____

Nombre de contenants : _____

REMARQUES

SCHÉMA (indiquer le sens du courant, les différents habitats, etc.)

3.3 Description de l'habitat – niveau ①

DESSINS : Julie Crohas, CVRB

La dizaine de paramètres servant à la description de l'habitat dans le présent guide ont été adaptés de Barbour *et al.* (1999) par le Comité de valorisation de la rivière Beauport et le MDDEFP. La fiche de calcul de l'indice de qualité d'habitat se trouve à la section 3.3.2. La valeur maximale de l'indice est de 30.

3.3.1 Paramètres utilisés

1. Substrat benthique et disponibilité des abris À évaluer à la station (100 m)

Ce paramètre vise à évaluer les habitats disponibles pour les macroinvertébrés benthiques.

CONSIGNES

1. Observer la station pour y déceler les substrats et les abris présents. Au besoin, entrer dans l'eau pour observer le fond du cours d'eau.

Les roches de dimensions et de formes diversifiées composant les seuils sont des habitats favorables, car ils sont stables. Le sable et le gravier fin ne sont pas des habitats favorables, car ils se déplacent avec le courant. Des roches de dimensions variées sont susceptibles d'abriter une plus grande diversité d'organismes qu'un substrat homogène.

2. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la station.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Substrat diversifié et stable, roches de différentes dimensions présentes	Roches de différentes dimensions présentes	Substrat peu diversifié et souvent altéré	Substrat très peu diversifié et instable, manque d'habitat évident
Les habitats favorables sont présents dans plus de 70 % du cours d'eau.	Les habitats favorables sont présents dans 40 à 70 % du cours d'eau.	Les habitats favorables sont présents dans 20 à 40 % du cours d'eau.	Les habitats favorables sont présents dans moins de 20 % du cours d'eau.
			

2. Enablement – envasement

À évaluer à la station (100 m)

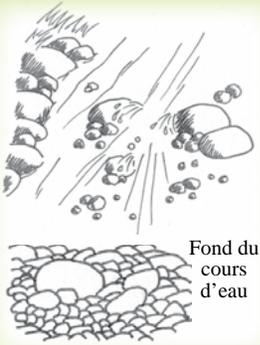
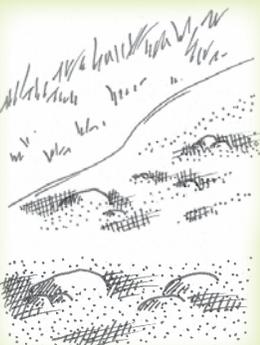
Ce paramètre vise à évaluer dans quelle mesure les sédiments fins (sable, argile, limon) recouvrent les roches présentes dans le fond du cours d'eau.

CONSIGNES

1. Se référer au protocole d'observation à la page suivante.

L'ensablement ou l'envasement diminue la surface des habitats disponibles pour les macroinvertébrés benthiques.

2. Effectuer les observations au centre d'un seuil.
3. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la station.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
<p>Les roches sont peu ou pas enfouies dans les sédiments fins. Les roches sont faciles à bouger. La disposition des roches offre une diversité d'espaces-niches.</p> <p>Moins de 25 % d'enfouissement</p>	<p>Les roches sont enfouies de 25 à 50 % dans les sédiments fins.</p>	<p>Les roches sont enfouies de 50 à 75 % dans les sédiments fins.</p>	<p>Les roches sont presque entièrement enfouies dans les sédiments fins.</p> <p>Plus de 75 % d'enfouissement</p>
 <p>Fond du cours d'eau</p>			



Estimation de l'ensablement

Placez-vous au centre d'un seuil (zone de rapide) et ramassez au moins cinq galets.
Se placer au centre d'un seuil et ramasser 5 galets de 2 à 20 cm.

Une ligne de démarcation indique généralement le niveau d'enfouissement et facilite l'estimation de la portion enfouie.

Le pourcentage de la portion enfouie peut varier d'un galet à l'autre; il s'agit d'en estimer la moyenne.

Moins de 25 % d'enfouissement



25 à 50 % d'enfouissement



50 à 75 % d'enfouissement



plus de 75 % d'enfouissement



3. Types de courant

À évaluer à la station (100 m)

Ce paramètre vise à évaluer les différents types de courant présents dans le cours d'eau.

CONSIGNES

- Observer la station pour y déceler la présence d'un ou de plusieurs types de courant.

Il existe 4 types de courant facilement identifiables.

(1) Le courant **rapide et peu profond** est présent lorsque l'eau s'écoule rapidement et que le substrat est visible. La surface de l'eau est brisée, ce qui crée des remous en surface.

(2) Le courant **lent et peu profond** est généralement observé près des berges. Il y a absence de remous à la surface de l'eau.

(3) Le courant **rapide et profond** est souvent observé au milieu du cours d'eau, dans une section plus droite.

(4) Le courant **lent et profond** est présent dans les fosses. Un contre-courant peut être observé.

La présence de ces 4 types de courant contribue à offrir et à maintenir un habitat aquatique stable. Les milieux les plus productifs sont, par ordre d'importance : rapide et peu profond, lent et peu profond, rapide et profond et lent et profond.



Lent < 0,3m/s, profond > 0,5 m

- Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la station.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
<p>Les 4 types de courant sont présents. N. B. Lent < 0,3 m/s, profond > 0,5 m</p>	<p>3 des 4 types de courant sont présents.</p>	<p>2 des 4 types de courant sont présents.</p>	<p>1 seul type de courant est présent.</p>

4. Sédimentation

À évaluer à la station (100 m)

Ce paramètre vise à évaluer la quantité de sédiments accumulés au fond du cours d'eau et les changements de topographie du fond à la suite du dépôt de ces sédiments.

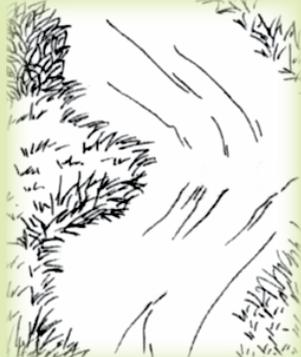
CONSIGNES

1. Observer la station pour y déceler l'accumulation de sédiments.

Les sédiments transportés peuvent se concentrer dans certaines zones et occasionner la formation d'îlots ou de bancs. Ils peuvent également s'accumuler dans les fosses ou dans les sections moins rapides. Habituellement, la sédimentation est évidente dans les sections où le courant est obstrué par des débris (naturels ou non) ou dans des zones de faible courant, telles que les berges.

Une grande accumulation de sédiments est un symptôme d'un environnement instable et en changement perpétuel. Un tel environnement ne convient pas à plusieurs organismes.

2. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la station.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Peu ou pas d'élargissement des îlots et des zones de dépôt	Léger accroissement des zones de dépôt existantes (majoritairement du gravier, du sable et des sédiments fins)	Dépôts modérés de nouveau gravier, de sable et de sédiments fins sur les zones de dépôt existantes ou nouvelles Dépôts modérés dans les fosses	Accumulation importante de sédiments fins dans les zones de dépôt existantes et nouvelles Fosses presque absentes en raison d'un apport important de sédiments
Moins de 5 % du fond touché par le dépôt de sédiments	5 à 30 % du fond touché par le dépôt de sédiments	La sédimentation est présente là où il y a obstruction, constriction et coudes. 30 à 50 % du fond touché par le dépôt de sédiments	Plus de 50 % du fond change fréquemment.
			

5. Degré de marnage

À évaluer à la station (100 m)

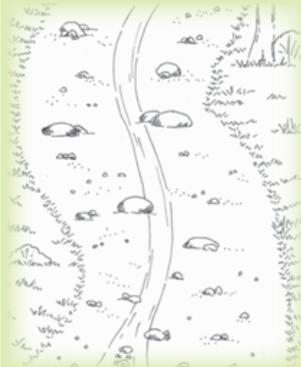
Ce paramètre vise à évaluer dans quelle mesure l'eau recouvre le lit (fond) du cours d'eau.

CONSIGNES

1. Observer le niveau de l'eau et l'exposition du lit du cours d'eau.

Plus le fond du cours d'eau est exposé à l'air, moins il y a d'habitats pour les macroinvertébrés benthiques.

2. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la station.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
<p>Beaucoup d'eau</p> <p>Substrat très peu ou non exposé</p> <p>L'eau atteint la berge et couvre 100 % du lit du cours d'eau.</p>	<p>Moins de 25 % du substrat est exposé.</p> <p>L'eau couvre plus de 75 % du lit.</p>	<p>Le substrat des sections rapides est presque entièrement exposé.</p> <p>L'eau couvre de 25 à 75 % du lit.</p>	<p>Très peu d'eau dans le lit</p> <p>L'eau est stagnante et concentrée dans des fosses.</p> <p>L'eau couvre moins de 25 % du lit.</p>
			

6. Modification du cours d'eau

Vue d'ensemble, vers l'amont

Ce paramètre vise à évaluer les transformations de nature humaine subies par le cours d'eau.

CONSIGNES

- Observer la station sur une distance de **plus de 100 m**, pour y déceler la présence de canalisations, de dragage, de structures de protection contre l'érosion des berges ou de tout autre ouvrage de nature humaine qui peut altérer la forme naturelle du tracé du cours d'eau.

Indices de canalisation : Cours d'eau anormalement droit, présence de ponts, de tuyaux, de murets, d'enrochements ou de grillages.

Indices de dragage : Aucun si le dragage n'est pas très récent. Si le dragage est récent : amoncellement de substrat sur les berges, empreintes de machinerie lourde, végétation riveraine abîmée.

Indices de stabilisation des berges : murets, enrochements, grillages, blocs de ciment.



Ne pas tenir compte de ce qui ne touche pas directement le cours d'eau (ex. : sentier).

- Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la vue d'ensemble vers l'amont.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
<p>Cours d'eau à l'état naturel</p> <p>Canalisation ou dragage absent ou minimal</p>	<p>Quelques canalisations présentes, habituellement dans les zones d'emprise de ponts</p> <p>Évidence de dragage ou de canalisation, mais rien de récent (plus de 20 ans)</p>	<p>Remblai ou mur présent sur les 2 berges</p> <p>40 à 80 % de la station canalisée ou transformée</p>	<p>Cours d'eau anormalement droit</p> <p>Berges soutenues artificiellement (béton, enrochement)</p> <p>Habitats grandement altérés ou détruits</p> <p>Plus de 80 % de la station canalisée ou transformée</p>
			

7. Fréquence des seuils

Vue d'ensemble, vers l'amont

Ce paramètre vise à évaluer la fréquence des seuils et, ainsi, la diversité du fond du cours d'eau.

CONSIGNES

1. Observer la station sur une distance de **plus de 100 m**, pour y déceler les seuils présents.

Seuil : Zone peu profonde d'un cours d'eau où le courant est rapide et entravé par des roches qui brisent la surface de l'eau et y créent des remous. Les seuils permettent l'oxygénation des cours d'eau. Ils sont les milieux les plus productifs sur le plan de la quantité et de la diversité des macroinvertébrés.

Dans certains cours d'eau de tête, les seuils sont continus et la présence de blocs ou de cascades est importante. En l'absence de ces structures, la station sera classée dans la catégorie sous-optimale.

2. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la vue d'ensemble vers l'amont.



Exemple : Dans le cas où les distances entre les seuils d'un ruisseau seraient de 20, 25 et 40 mètres, la distance moyenne équivaldrait à 28,3 mètres : $(20 + 25 + 40) \div 3$. Pour une largeur moyenne de 3 mètres, la classe de fréquence des seuils de la station serait la « sous-optimale » : $28,3 \div 3 = 9,4$ mètres.

Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
<p>Seuils fréquents</p> <p>N. B. Font partie de cette catégorie, les cours d'eau où les seuils sont continus et dont le courant est entravé.</p> <p>Distance moyenne entre les seuils \div largeur moyenne < 7</p>	<p>Seuils peu fréquents</p> <p>N. B. Font partie de cette catégorie, les cours d'eau où les seuils sont continus et dont le courant n'est pas entravé.</p> <p>Distance entre les seuils \div largeur moyenne = de 7 à 15</p>	<p>Seuils occasionnels</p> <p>Distance entre les seuils \div largeur moyenne = de 15 à 25</p>	<p>Généralement, eau calme ou seuils peu profonds</p> <p>Distance entre les seuils \div largeur moyenne > 25</p>
			

8. Stabilité des berges

Vue d'ensemble, vers l'amont

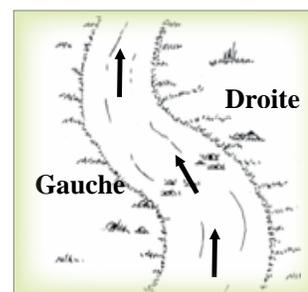
Ce paramètre vise à évaluer le taux d'érosion des berges

CONSIGNES

1. Observer les berges de la station sur une distance de **plus de 100 m**.

L'effondrement de la berge, l'absence de végétation, les racines d'arbres exposées et le sol nu sont des signes d'érosion. On parle alors de berge instable.

Une berge ayant une pente raide a davantage tendance à s'éroder et à s'écrouler qu'une berge ayant une pente douce. L'érosion des berges est souvent à l'origine de dépôt de sédiments dans les zones situées plus en aval.



2. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la vue d'ensemble vers l'amont. Chaque berge (gauche et droite) est évaluée séparément.

Gauche	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Droite	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Berges stables, érosion des berges absente ou minimale	Berges majoritairement stables; zones d'érosion petites et peu fréquentes dont la plupart sont en régénération.	Zones d'érosion assez fréquentes	Berges instables, effondrement évident des berges	
Faible potentiel d'érosion		Haut potentiel d'érosion durant les crues		
Moins de 5 % des berges sont instables.	Entre 5 et 30 % des berges instables.	De 30 à 60 % des berges sont instables.	Plus de 60 % des berges sont instables.	
				

9. Protection végétale des berges

Vue d'ensemble, vers l'amont

Ce paramètre vise à évaluer la végétation naturelle présente sur les berges adjacentes.

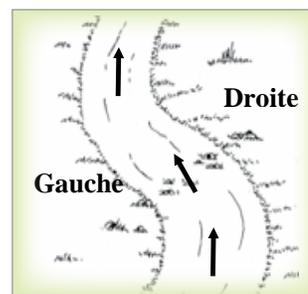
CONSIGNES

- Observer les deux berges de la station sur une distance de plus de 100 m, pour évaluer la nature et l'abondance de la végétation naturelle présente.

La végétation naturelle est composée des plantes sauvages qui poussent d'elles-mêmes près du cours d'eau; sont exclues les pelouses, les plates-bandes et les haies.

Seule la végétation qui se trouve en bordure immédiate (2 mètres de largeur) du cours d'eau est prise en considération. La végétation naturelle aide à diminuer l'érosion des berges et à capter les éléments nutritifs apportés par les eaux de ruissellement.

- Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la vue d'ensemble vers l'amont. Chaque berge (gauche et droite) est évaluée séparément.



Gauche	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Droite	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Presque toutes les plantes croissent naturellement.			Perturbations évidentes, sections de sol nu ou de végétation taillée au ras du sol	Perturbations majeures
Plus de 90 % de la berge est couverte par de la végétation naturelle, dont les arbres, les arbustes et les plantes herbacées.		70 à 90 % de la berge est couverte par de la végétation naturelle, mais une classe (arbres, arbustes ou plantes herbacées) est sous-représentée.	50 à 70 % de la berge est couverte par de la végétation naturelle ou par des plantes herbacées dominantes à plus de 90 % .	Absence de végétation ou végétation aménagée et taillée à une hauteur de 5 cm et moins (gazon, plate-bande de fleurs, etc.)
				Moins de 50 % de la berge est couverte par de la végétation naturelle.
				

10. Largeur de la bande végétale

Vue d'ensemble, vers l'amont

Ce paramètre vise à évaluer la largeur de la bande de terrain qui longe le cours d'eau et qui est exempte d'activité humaine.

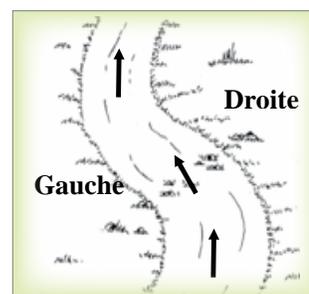
CONSIGNES

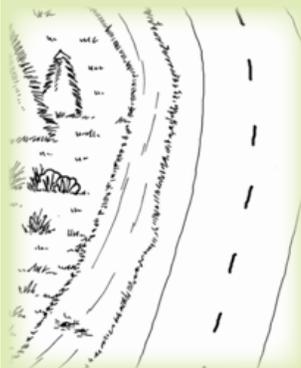
1. Observer les 2 berges de la station sur une distance de **plus de 100 m**, pour évaluer la largeur de la bande végétale non perturbée par des ouvrages ou des activités humaines.

Les pistes cyclables, les routes, les stationnements, les champs, les pelouses, les enrochements et les bâtiments sont des ouvrages qui perturbent ou limitent la bande végétale. Les sentiers en forêt, qui perturbent peu cette zone, ne doivent pas être considérés.

Une bande végétale naturelle exerce un pouvoir tampon sur les polluants provenant du ruissellement, diminue l'érosion des berges et fournit des abris et de la nourriture à certains organismes.

2. Encercler la catégorie ci-dessous qui représente le mieux la vue d'ensemble vers l'amont. Chaque berge (gauche et droite) est évaluée séparément.



Gauche	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Droite	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre
Largeur de la bande végétale non perturbée : plus de 18 m (60 pieds)		Largeur de la bande végétale non perturbée : de 12 à 18 m (40 à 60 pieds)		Largeur de la bande végétale non perturbée : de 6 à 12 m (20 à 40 pieds)
Activités humaines (champs, routes, coupes de bois, etc.) inexistantes dans la zone		Activités humaines perturbant minimalement la zone		Activités humaines perturbant grandement la zone
				

3.3.2 Fiche de calcul de l'indice de qualité d'habitat (niveau 1)

Paramètres de l'habitat	Catégories				
	Optimale	Sous-optimale	Marginale	Pauvre	
1. Substrat benthique et disponibilité des abris	3 points	2 points	1 point	0 point	
2. Ensablement / envasement	3 points	2 points	1 point	0 point	
3. Types de courants	3 points	2 points	1 point	0 point	
4. Sédimentation	3 points	2 points	1 point	0 point	
5. Degré de marnage	3 points	2 points	1 point	0 point	
6 Modification du cours d'eau	3 points	2 points	1 point	0 point	
7. Fréquence des seuils	3 points	2 points	1 point	0 point	
8. Stabilité des berges	gauche	1,5 point	1 point	0,5 point	0 point
	droite	1,5 point	1 point	0,5 point	0 point
9. Protection végétale de la berge	gauche	1,5 point	1 point	0,5 point	0 point
	droite	1,5 point	1 point	0,5 point	0 point
10. Largeur de la bande végétale	gauche	1,5 point	1 point	0,5 point	0 point
	droite	1,5 point	1 point	0,5 point	0 point
Indice de qualité d'habitat = pointage total					

Interprétation de l'indice de qualité d'habitat

0 à 8 points = pauvre
9 à 15 points = marginal
16 à 23 points = sous-optimal
24 à 30 points = optimal

3.4 Description de l'habitat – niveaux 2 3

La dizaine de paramètres utilisés dans la description de l'habitat (niveaux 2 et 3) ont été traduits et adaptés de Barbour *et al.* (1999) par le MDDEFP. Chaque paramètre a un pointage variant de 0 à 20. La somme de ces valeurs constitue l'indice de qualité de l'habitat, qui varie de 0 à 200.

3.4.1 Paramètres utilisés

1) Substrat benthique et disponibilité des abris

Ce paramètre réfère à la variété de roches composant le substrat des seuils et des plats courants. Un habitat varié remplit des fonctions de refuge et d'alimentation. Les seuils et les plats courants sont déterminants dans le maintien d'une variété et d'une abondance d'insectes dans les cours d'eau à faciès rapide. **La surface occupée et la qualité du seuil** sont des facteurs importants du maintien de la santé biologique de ces cours d'eau. Les roches de différentes dimensions présentes dans les seuils et les plats courants offrent une diversité d'habitats qui, dans plusieurs ruisseaux à écoulement rapide, forment l'habitat le plus stable. Lorsque la variété des roches composant le seuil diminue, il y a moins d'espaces-niches disponibles. La structure de l'habitat devient monotone, la diversité des organismes diminue et le potentiel de recolonisation à la suite d'une perturbation diminue également.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES																				
	optimale					sous-optimale					marginale					pauvre					
1- substrat benthique – disponibilité des abris	> 70 % du substrat est favorable pour la colonisation du benthos. Diversité d'habitats associée aux différentes dimensions des particules du substrat (ex. : galets, blocs, etc.)					40 à 70 % de mélange d'habitats stables prêts pour la colonisation; habitat adéquat pour maintenir les populations.					20 à 40 % de mélange d'habitats stables et prêts pour la colonisation; présence d'habitats insuffisante; substrat fréquemment perturbé ou enlevé.					< 20 % d'habitats stables; manque d'habitats évident; substrat instable ou inexistant.					
pointage																					20



Lyne Pelletier, MDDEFP



Lyne Pelletier, MDDEFP

Une variété de formes et de dimensions de roches offre des espaces-niches diversifiés. Un substrat plus homogène offre moins d'abris. Dans le cas de la photographie de droite, le substrat manque de stabilité.

2) Ensablement – envasement

Ce paramètre réfère à la quantité de matériaux fins (sable, argile ou limon) qui entourent et parfois recouvrent le substrat rocheux. L'ensablement et l'envasement des roches diminuent la surface disponible pour les macroinvertébrés. L'ensablement est le résultat du mouvement et du dépôt des sédiments à large échelle. L'estimation de ce paramètre peut varier selon l'endroit où l'observation est effectuée. **Pour éviter la confusion avec le dépôt de sédiments (un autre paramètre d'habitat), l'observation de l'ensablement – envasement doit être effectuée dans le centre d'un seuil, là où le substrat est majoritairement formé de galets.** Il faut donc éviter les zones plus profondes et un courant plus lent.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
2-Ensablement – envasement (observation à effectuer au centre d'un seuil)	Graviers, galets et blocs sont enfouis de 0 à 25 % dans les sédiments fins. La disposition des roches offre une diversité d'espaces-niches.	Graviers, galets et blocs sont enfouis de 25 à 50 % dans les sédiments fins.	Graviers, galets et blocs sont enfouis de 50 à 75 % dans les sédiments fins.	Graviers, galets et blocs sont enfouis de >75 % dans les sédiments fins.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0



Julie Moisan, MDDEFP

Un problème d'érosion survenu en amont a entraîné l'ensablement de ce seuil.

3) Régimes de vitesse et de profondeur

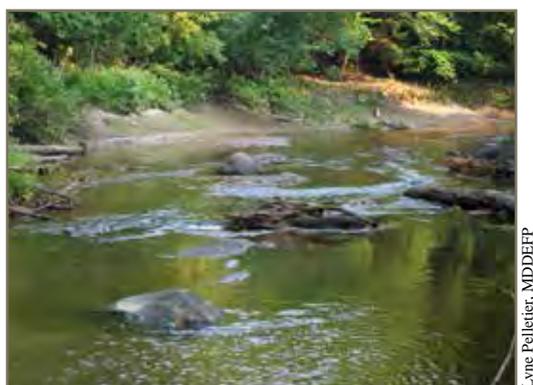
Les régimes de vitesse et de profondeur sont, concernant les cours d'eau à écoulement rapide, une composante importante d'un habitat diversifié. Les cours d'eau à écoulement rapide de meilleure qualité possèdent, pour la plupart, les 4 régimes suivants : (1) lent et profond, (2) lent et peu profond, (3) rapide et profond et (4) rapide et peu profond. On parle d'habitat profond lorsque la profondeur excède 0,5 m et d'habitat rapide lorsque la vitesse du courant est supérieure à 0,3 m/sec. La présence de ces 4 régimes contribue à offrir et à maintenir un habitat aquatique stable. Les milieux les plus productifs sont, par ordre d'importance : rapide et peu profond, lent et peu profond, rapide et profond et lent et profond.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
3- Régime vitesse–profondeur N.B. lent < 0,3 m/s, profond > 0,5 m	4 régimes de vitesse–profondeur présents (lent-peu profond, lent-profond, rapide-peu profond, rapide-profond).	Seulement 3 des 4 régimes de vitesse–profondeur présents (si le régime rapide-peu profond est absent, le pointage est plus bas que lorsqu'un autre est absent).	Seulement 2 des 4 régimes de vitesse–profondeur présents (si le régime rapide-peu profond ou lent-peu profond sont absents, le pointage est plus bas).	1 régime vitesse–profondeur dominant (hab. lent-profond).
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

4) Sédimentation

Ce paramètre réfère à la quantité de sédiments s'étant accumulés dans les fosses et aux changements de topographie du fond à la suite du dépôt de sédiments. Les sédiments transportés peuvent se concentrer dans certaines zones et entraîner la formation d'îlots ou de bancs. Ils peuvent également s'accumuler dans les fosses ou dans les sections moins rapides. Habituellement, la sédimentation est évidente dans les sections où l'écoulement est obstrué par des débris (naturels ou non) ou dans des zones de faible courant, telles que les berges. Une grande accumulation de sédiments est un symptôme d'un environnement instable en changement perpétuel. Un tel environnement ne convient pas à plusieurs organismes.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
4- Sédimentation	Peu ou pas d'élargissement des îlots et des zones de dépôt et < 5 % du fond touché par le dépôt de sédiments.	Léger accroissement des zones de dépôt existantes (majoritairement du gravier, du sable et des sédiments fins); 5 à 30 % du fond touché; peu de dépôt dans les fosses.	Dépôts modérés de nouveau gravier, sable et sédiments fins sur les zones de dépôt existantes ou nouvelles; 30 à 50 % du fond touché; sédimentation où il y a obstruction, constriction, dans les coudes; dépôts modérés dans les fosses.	Accumulation importante de sédiments fins dans les zones de dépôt existantes et nouvelles; > 50 % du fond change fréquemment; fosses presque absentes en raison de l'apport sédimentaire important.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0



Exemple de sédimentation dans les coudes

5) Degré de marnage

Ce paramètre réfère à la quantité d'eau dans le lit du cours d'eau. Le statut d'écoulement changera si le lit est élargi ou si le débit diminue à la suite de la construction d'un barrage ou d'une autre infrastructure qui obstrue ou canalise l'eau pour l'irrigation. Il changera également en cas de sécheresse. Lorsque l'eau ne couvre pas le lit de la rivière, la quantité de substrat favorable pour les organismes aquatiques est limitée; dans les cours d'eau rapides, les seuils et les galets sont alors exposés. Le degré de marnage est particulièrement utile à l'interprétation des conditions biologiques lorsque les conditions d'écoulement sont anormales ou en période de fort étiage. Ce paramètre prend toute son importance dans les comparaisons inter-périodes pour une même station ou pour une comparaison inter-stations à différentes périodes d'échantillonnage.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
5- Degré de marnage	L'eau atteint la marge inférieure des berges et très peu de substrat du lit du cours d'eau est exposé.	L'eau est présente dans >75 % du lit; ou <25 % du substrat est exposé.	L'eau est présente dans 25 à 75 % du lit et/ou le substrat des sections rapides est presque entièrement exposé.	Très peu d'eau dans le lit; eau stagnante et concentrée dans des fosses.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0



Lyne Pelletier, MDDEFP



Julie Moisan, MDDEFP

Ces deux photographies, prises au même endroit, montrent une différence dans le degré de marnage. Ce paramètre, assez difficile à évaluer lors d'une première visite, est plus facile à déterminer lors de visites subséquentes. Des photographies comparables sont un excellent guide pour cette évaluation.

Les paramètres 6 à 10 doivent être évalués sur une distance plus grande que 100 m. Ils se rapportent à une vue d'ensemble, vers l'amont.

6) Modification du cours d'eau (vue d'ensemble, vers l'amont)

Ce paramètre réfère aux changements à large échelle dans la forme du cours d'eau. Il arrive que des cours d'eau soient redressés, dragués ou détournés dans des canaux afin d'en contrôler le débit ou dans un objectif d'irrigation. De tels cours d'eau offrent moins d'habitats naturels

aux poissons, aux macroinvertébrés et aux plantes que les cours d'eau naturels. Le cours d'eau est modifié lorsque des ouvrages de stabilisation artificielle sont visibles, tels que des enrochements et des murs de soutènement, lorsque le cours d'eau est anormalement droit sur de longues distances, lorsqu'il y a présence de barrage ou de pont ou de tout autre changement de nature similaire. Le pointage attribué réfère toujours à la modification du cours d'eau.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
6-Modification du cours d'eau	Canalisation, soutènement ou dragage absent ou minimal; cours d'eau normal.	Quelques canalisations présentes habituellement dans la zone d'emprise de ponts; évidence de dragage ou de canalisation d'il y a plus de 20 ans, mais rien de récent.	Canalisation peut être importante; remblai ou mur présent sur les 2 berges; 40 à 80 % de la station canalisée ou modifiée.	Berges soutenues par des gabions ou du ciment; > 80 % de la station canalisée ou perturbée. Habitats grandement altérés ou détruits.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0



Julie Moisan, MDDEFP



Julie Moisan, MDDEFP

Photo de gauche : redressement de cours d'eau qui date de plus de 20 ans.

Photo de droite : mur de soutènement érigé le long d'une propriété afin d'éviter un affaissement et une perte de terrain.

7) Fréquence des seuils (vue d'ensemble, vers l'amont)

Ce paramètre vise à mesurer la fréquence des seuils, fournissant ainsi un indice de l'hétérogénéité de l'habitat dans le cours d'eau. Les seuils sont des habitats de grande qualité, donc l'augmentation de leur fréquence augmente la diversité de la communauté biologique. Pour évaluer cette fréquence, la distance moyenne entre les seuils est divisée par la largeur du cours d'eau. Dans les cours d'eau à faciès rapide où les seuils distincts sont peu communs, la fréquence des courbes servira d'indice pour mesurer la sinuosité. Cette situation peut être observée, entre autres, lorsque le niveau du cours d'eau est élevé à la suite de la fonte printanière ou d'importantes précipitations. Un cours d'eau sinueux offre une protection lors de fortes pluies. Lorsque le cours d'eau est gonflé, l'absorption de l'énergie par les courbes protège le cours d'eau d'une érosion excessive et des inondations. Ces courbes fournissent des refuges aux macroinvertébrés et aux poissons durant les tempêtes. Dans certains cas, la fréquence des seuils ou la sinuosité d'un cours d'eau peut être évaluée à partir de photographies aériennes ou de cartes. Dans les ruisseaux de tête, les seuils sont généralement continus et la présence

de blocs ou de cascades crée une forme de sinuosité améliorant la structure du cours d'eau. Un cours d'eau stable ne montre pas de changements progressifs dans la pente, la forme ou la dimension d'une année à l'autre. Des variations à court terme peuvent cependant être observées à la suite des crues.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
7-Fréquence des seuils distance ¹ = distance moyenne largeur ² = largeur du cours d'eau	Seuils fréquents. Distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² < 7 (gén. 5 à 7); la variété des habitats est la clé. Dans les cours d'eau où les seuils sont continus, la présence de blocs ou autres gros débris naturels est importante.	Seuils peu fréquents. Distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² = de 7 à 15.	Seuils ou courbes occasionnels; la variation de niveau du fond procure quelques habitats. Distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² = de 15 à 25.	Généralement eau calme ou seuils peu profonds; habitat pauvre; distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² > 25.
pointage	20 19 18 17 16	15 14 13 12 11	10 9 8 7 6	5 4 3 2 1 0

8) Stabilité des berges (vue d'ensemble, vers l'amont)

Ce paramètre vise à mesurer le taux d'érosion des berges ou leur potentiel d'érosion. Les berges abruptes sont considérées comme instables, car elles sont plus sujettes à l'effondrement et à l'érosion que celles dont la pente est plus douce. L'effondrement de la berge, l'absence de végétation, les racines d'arbres exposées (voir la photo de gauche) et le sol nu sont des signes d'érosion. En milieu agricole, là où la végétation naturelle est remplacée par une forte proportion de plantes herbacées, l'érosion se traduit souvent par des mottes d'herbes qui se retrouvent dans le lit du cours d'eau (voir la photo de droite). Des berges érodées indiquent un problème dans le mouvement et le dépôt des sédiments. Cela suggère une baisse du couvert végétal et un apport de matière organique au cours d'eau. Chaque berge étant évaluée séparément, le résultat final correspond à la somme du pointage donné à chacune des berges.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
8- Stabilité des berges	Berges stables; érosion des berges absente ou minimale; peu de probabilité de problèmes futurs. < 5 % de berges touchées.	Berges modérément stables; petites zones d'érosion peu fréquentes dont la plupart sont en régénération; 5 à 30 % de berges touchées.	Berges modérément instables; 30 à 60 % de berges du tronçon touchées; haut potentiel d'érosion durant les crues.	Instable; plusieurs endroits érodés; ravinement fréquent dans les sections droites ou courbes; effondrement évident de la berge; 60 à 100 % de la berge porte des marques d'érosion.
pointage				
rive droite	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
rive gauche	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0



Julie Moisan, MDDEFP



Roger Audet, MDDEFP

9) Protection végétale des berges (vue d'ensemble, vers l'amont)

Ce paramètre vise à mesurer la protection végétale fournie par la végétation en bordure du cours d'eau. Le système racinaire des plantes croissant sur la berge aide au maintien du sol et réduit l'érosion. Selon la hauteur de la berge, la stabilisation offerte est variable. Ainsi, la végétation herbacée ne peut stabiliser une berge de plus de 0,5 m de hauteur et les arbres et les arbustes ne peuvent stabiliser une berge de plus de 1,5 m de hauteur. Donc, au-delà de 1,5 m de hauteur de berge, les racines sont incapables de maintenir le sol en place (Vermont Agency of Natural Resources, 2006). La protection végétale fournit une information sur le potentiel de la berge à résister à l'érosion, sur l'absorption des nutriments par les plantes, sur la résistance de la berge au décapage et sur l'ombrage du cours d'eau. Les cours d'eau dont les berges ont une végétation naturelle qui pousse sans contrainte sont plus favorables aux poissons et aux macroinvertébrés que ceux dont les berges sont sans protection végétale, bétonnées ou enrochées. Ce paramètre est plus significatif si l'on définit ce qu'est la végétation naturelle de la région étudiée (arbre, arbustes, etc.), soit celle qui est en place sans l'intervention humaine. Dans certaines régions, des espèces exotiques introduites ont remplacé les espèces indigènes. La capacité de ces espèces à structurer un habitat de qualité et leur contribution à l'écosystème aquatique doit être considérée. La limite inférieure de la zone caractérisée se situe à la première encoche d'érosion ou à la première trace laissée par le passage de l'eau. Dans plusieurs cas, il s'agit de la limite d'implantation de la végétation permanente, c'est-à-dire la limite des arbres et des arbustes (se référer à la section traitant de la composition des berges de la page 16). La largeur de la zone est d'environ 2 m sur le plan horizontal. Chaque berge étant évaluée séparément, le résultat final correspond à la somme du pointage donné à chacune des berges.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES											
	optimale			sous-optimale			marginale			pauvre		
9- Protection végétale des berges	>90 % de la berge adjacente est couverte par de la végétation naturelle à la région dont les arbres, arbustes ou plantes herbacées; perturbations dues au pâturage ou au fauchage minimales. Presque toutes les plantes croissent naturellement.			70 à 90 % de la berge adjacente est couverte par de la végétation naturelle à la région mais une classe est sous-représentée; perturbations évidentes mais ne nuisant pas au plein potentiel de croissance des plantes de façon importante; + de la moitié de la hauteur potentielle des tiges demeure.			50 à 70 % de la surface de la berge est couverte par de la végétation naturelle; perturbations évidentes : sections de sol nu ou de végétation taillée au ras du sol fréquente; la croissance des plantes est limitée à moins de la moitié de leur hauteur potentielle ou plantes herbacées dominant +90 % (MDDEFP).			< 50 % de la surface de la berge est couverte par de la végétation; perturbations majeures; la végétation est taillée à une hauteur moyenne de 5 cm ou moins.		
pointage												
rive droite	10	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0
rive gauche	10	9		8	7	6	5	4	3	2	1	0



Julie Moisan, MDDEFP



Julie Moisan, MDDEFP

Différence de protection d'un système racinaire d'arbres (photo de gauche) par rapport à celui offert par un système racinaire de plantes herbacées (photo de droite).

Exemple de protection végétale de la berge:

La photo ci-contre montre une berge dont la protection végétale est optimale comparativement à une berge dont la protection végétale est pauvre. La protection végétale de la berge peut être optimale même lorsque sa largeur n'est que de 5 m. Sa largeur sera prise en compte lors de l'évaluation du paramètre « largeur de la bande végétale ».



Julie Moisan, MDDEFP

10) Largeur de la bande végétale (vue d'ensemble, vers l'amont)

Ce paramètre vise à évaluer la largeur de la végétation naturelle bordant le cours d'eau. La végétation naturelle est la végétation qui serait en place sans défrichement ni coupe. Il peut également s'agir d'une bande renaturalisée. On en évalue la largeur à partir de la première encoche d'érosion ou de la première trace laissée par le passage de l'eau. Dans plusieurs cas, il s'agit de la limite d'implantation de la végétation permanente, c'est-à-dire la limite des arbres et des arbustes (se référer à la section traitant de la composition des berges de la page 16). Cette bande végétale exerce un pouvoir tampon sur les polluants provenant du ruissellement. Elle contrôle l'érosion et fournit des habitats et un apport nutritif lié à la chute des feuilles. La dégradation de cette bande est souvent causée par le développement urbain et ses infrastructures (routes, stationnement, bâtiments et golf). Elle peut aussi être causée par la présence de cultures, de pâturages, de gazon, de roches ou de sol nu. Toutefois, la présence de champs en friche, de sentiers ou de pistes cyclables dans la bande végétale pourrait être jugée comme ayant un effet négligeable. Chaque berge étant évaluée séparément, le résultat final correspond à la somme du pointage donné à chacune des berges.



Pour des cours d'eau de dimension variable, la largeur de la bande végétale souhaitable peut aussi être variable. Elle peut être déterminée suivant la largeur du cours d'eau, c'est-à-dire 4 fois la largeur mouillée.

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES			
	optimale	sous-optimale	marginale	pauvre
10- Largeur de la bande végétale	Largeur de la bande végétale > 18 m; activités humaines (champs, accotement routier, coupe, etc.) inexistantes dans la zone.	Largeur de la bande végétale 12 à 18 m; activités humaines perturbent minimalement la zone.	Largeur de la bande végétale 6 à 12 m; activités humaines perturbent grandement la zone.	Largeur de la bande végétale < 6 m; peu ou pas de végétation riparienne à cause des activités humaines.
pointage				
rive droite	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0
rive gauche	10 9	8 7 6	5 4 3	2 1 0



Lyné Pelletier, MDDDEFP



Julie Moisan, MDDDEFP

La photographie de gauche montre des bandes végétales optimales; le milieu est forestier et aucune activité ne perturbe la zone. Celle de droite nous montre un milieu agricole où la bande végétale est pauvre. Bien que la zone adjacente au cours d'eau

ne soit pas fauchée, elle ne peut être considérée comme une bande végétale naturelle; on doit toujours penser à la végétation qui serait en place sans présence humaine. Ce concept est souvent difficile à visualiser. On peut alors comparer la végétation des portions du cours d'eau ou d'autres cours d'eau vierges situés à proximité pour avoir une idée de la végétation qui devrait pousser dans la section à évaluer. Ci-dessous, l'une des bandes végétales de la photo de gauche illustre la végétation qui serait en place en l'absence d'activité agricole. La photo de droite montre une bande végétale pauvre. Bien que la portion non fauchée soit plus importante d'un côté que de l'autre, les deux bandes végétales sont considérées comme pauvres.



Lyne Pelletier, MDDEFP



Julie Moisan, MDDEFP

3.4.2 Fiche de terrain

Évaluation de l'habitat — cours d'eau à substrat grossier, niveaux **2** et **3**

Cours d'eau : _____
 Observateur : _____
 Date : _____ Heure : _____

N° de station : _____
 Coord. GPS (NAD 83) _____ latitude nord
 _____ longitude ouest

TOTAL: /200

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES																				
	optimale					sous-optimale					marginale					pauvre					
1-substrat benthique – disponibilité des abris	> 70 % du substrat est favorable pour la colonisation du benthos. Diversité d'habitats associée aux différentes dimensions des particules du substrat (ex. : galets, blocs, etc.)					40 à 70 % de mélange d'habitats stables prêts pour la colonisation; habitat adéquat pour maintenir les populations.					20 à 40 % de mélange d'habitats stables et prêts pour la colonisation; présence d'habitats insuffisante; substrat fréquemment perturbé ou enlevé.					< 20 % d'habitats stables; manque d'habitats évident; substrat instable ou inexistant.					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
2-Ensablement – envasement (observation à effectuer au centre d'un seuil)	Graviers, galets et blocs sont enfouis de 0 à 25 % dans les sédiments fins. La disposition des roches offre une diversité d'espaces-niches.					Graviers, galets et blocs sont enfouis de 25 à 50 % dans les sédiments fins.					Graviers, galets et blocs sont enfouis de 50 à 75 % dans les sédiments fins.					Graviers, galets et blocs sont enfouis de >75 % dans les sédiments fins.					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
3- Régime vitesse – profondeur	4 régimes de vitesse-profondeur présents (lent-peu profond, lent-profond, rapide-peu profond, rapide-profond). N.B. lent < 0,3 m/s, profond > 0,5 m					Seulement 3 des 4 régimes de vitesse-profondeur présents (si le régime rapide-peu profond est absent, le pointage est plus bas que lorsqu'un autre est absent).					Seulement 2 des 4 régimes de vitesse-profondeur présents (si le régime rapide-peu profond ou lent-peu profond sont absents, le pointage est plus bas).					1 régime vitesse-profondeur dominant (hab. lent-profond).					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
4- Sédimentation	Peu ou pas d'élargissement des îlots et des zones de dépôt et < 5 % du fond touché par le dépôt de sédiments.					Léger accroissement des zones de dépôt existantes (majoritairement du gravier, du sable et des sédiments fins); 5 à 30 % du fond touché; peu de dépôt dans les fosses.					Dépôts modérés de nouveau gravier, sable et sédiments fins sur les zones de dépôt existantes ou nouvelles; 30 à 50 % du fond touché; sédimentation où il y a obstruction, constriction, dans les coudes; dépôts modérés dans les fosses.					Accumulation importante de sédiments fins dans les zones de dépôt existantes et nouvelles; > 50 % du fond change fréquemment; fosses presque absentes en raison de l'apport sédimentaire important.					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0
5- Degré de marnage	L'eau atteint la marge inférieure des berges et très peu de substrat du lit du cours d'eau est exposé.					L'eau est présente dans >75 % du lit; ou <25 % du substrat est exposé.					L'eau est présente dans 25 à 75 % du lit et/ou le substrat des sections rapides est presque entièrement exposé.					Très peu d'eau dans le lit; eau stagnante et concentrée dans des fosses.					
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0

PARAMÈTRES À ÉVALUER À LA STATION (100 m)

Paramètre de l'habitat	CATÉGORIES																							
	optimale					sous-optimale					marginale					pauvre								
6-Modification du cours d'eau	Canalisation, soutènement ou dragage absent ou minimal; cours d'eau normal.					Quelques canalisations présentes habituellement dans la zone d'emprise de ponts; évidence de dragage ou de canalisation d'il y a plus de 20 ans, mais rien de récent.					Canalisation peut être importante; remblai ou mur présent sur les 2 berges; 40 à 80 % de la station canalisée ou modifiée.					Berges soutenues par des gabions ou du ciment; > 80 % de la station canalisée ou perturbée. Habitats grandement altérés ou détruits.								
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0			
7-Fréquence des seuils	Seuils fréquents. Distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² < 7 (gén. 5 à 7); la variété des habitats est la clé. Dans les cours d'eau où les seuils sont continus, la présence de blocs ou autres gros débris naturels est importante.					Seuils peu fréquents. Distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² = de 7 à 15.					Seuils ou courbes occasionnels; la variation de niveau du fond procure quelques habitats. Distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² = de 15 à 25.					Généralement eau calme ou seuils peu profonds; habitat pauvre; distance ¹ entre les seuils ÷ largeur ² > 25.								
<small>distance ¹ = distance moyenne</small>																								
<small>largeur ² = largeur du cours d'eau</small>																								
pointage	20	19	18	17	16	15	14	13	12	11	10	9	8	7	6	5	4	3	2	1	0			
8- Stabilité des berges	Berges stables; érosion des berges absente ou minimale; peu de probabilité de problèmes futurs. < 5 % de berges touchées.					Berges modérément stables; petites zones d'érosion peu fréquentes dont la plupart sont en régénération; 5 à 30 % de berges touchées.					Berges modérément instables; 30 à 60 % de berges du tronçon touchées; haut potentiel d'érosion durant les crues.					Instable; plusieurs endroits érodés: ravinement fréquent dans les sections droites ou courbes; effondrement évident de la berge; 60 à 100 % de la berge porte des marques d'érosion.								
pointage																								
rive droite	10		9			8		7			6		5		4			3		2		1		
rive gauche	10		9			8		7			6		5		4			3		2		1		
9- Protection végétale des berges	>90 % de la berge <u>adjacente</u> est couverte par de la végétation naturelle à la région dont les arbres, arbustes ou plantes herbacées; perturbations dues au pâturage ou au fauchage minimales. Presque toutes les plantes croissent naturellement.					70 à 90 % de la berge adjacente est couverte par de la végétation naturelle à la région mais une classe est sous-représentée; perturbations évidentes mais ne nuisant pas au plein potentiel de croissance des plantes de façon importante; + de la moitié de la hauteur potentielle des tiges demeure.					50 à 70 % de la surface de la berge est couverte par de la végétation naturelle; perturbations évidentes : sections de sol nu ou de végétation taillée au ras du sol fréquente; la croissance des plantes est limitée à moins de la moitié de leur hauteur potentielle ou plantes herbacées dominant +90% (MDDEFP).					< 50 % de la surface de la berge est couverte par de la végétation; perturbations majeures; la végétation est taillée à une hauteur moyenne de 5 cm ou moins.								
pointage																								
rive droite	10		9			8		7			6		5		4			3		2		1		
rive gauche	10		9			8		7			6		5		4			3		2		1		
10- Largeur de la bande végétale	Largeur de la bande végétale > 18 m; activités humaines (champs, accotement routier, coupe, etc.) inexistantes dans la zone.					Largeur de la bande végétale 12 à 18 m; activités humaines perturbent minimalement la zone.					Largeur de la bande végétale 6 à 12 m; activités humaines perturbent grandement la zone.					Largeur de la bande végétale < 6 m; peu ou pas de végétation riparienne à cause des activités humaines.								
pointage																								
rive droite	10		9			8		7			6		5		4			3		2		1		
rive gauche	10		9			8		7			6		5		4			3		2		1		

PARAMÈTRES À ÉVALUER À LA STATION (+ de 100 m -vue d'ensemble vers l'amont)



4 Traitement de l'échantillon en laboratoire et identification des macroinvertébrés

4.1 Généralités

Pour traiter un échantillon récolté, on peut choisir d'identifier tous les organismes ou de procéder à un sous-échantillonnage afin d'en identifier seulement une partie. Cette méthode visant à diminuer le coût de traitement de l'échantillon est de plus en plus utilisée (Barbour *et al.*, 1999; WFD, 2003; Stark *et al.*, 2001; Reynoldson *et al.*, 2003; Jones *et al.*, 2005). Il existe différentes méthodes de sous-échantillonnage. La présente section est inspirée de l'une des méthodes élaborées pour le ministère de l'Environnement de la Nouvelle-Zélande (Stark *et al.*, 2001). Il s'agit d'une approche à compte fixe. Dans chaque échantillon, un minimum de 200 macroinvertébrés benthiques est dénombré et identifié. Cette façon de procéder améliore le rapport coût/efficacité de la méthode (Stark *et al.*, 2001).

4.2 Liste de matériel – laboratoire

MATÉRIEL DE BASE	MATÉRIEL FACULTATIF
<ul style="list-style-type: none">■ tamis (diamètre : 20,3 cm; mailles : 600 microns)■ plateau de fractionnement Caton (niveaux 2 et 3) ou plateau de fractionnement volontaire■ emporte-pièce (dimensions variables selon le plateau de fractionnement utilisé)■ pince entomologique n° 5■ stéréomicroscope et système d'éclairage■ flacons à scintillation 20 ml avec bouchons coniques (cone shaped; Fisherbrand 03-337-8)■ flacons laveurs■ alcool éthylique 95 %■ plat de pétri (petit : 60 mm x 15 mm)■ plat de pétri (grand : 100 mm x 15 mm)■ papier incapsulé (polypaper) Nalgène■ béciers ou grands contenants■ livres d'identification	<ul style="list-style-type: none">■ tamis (diamètre : 20,3 cm; 4 000 microns)■ aiguille entomologique montée sur un bâton ■ étiquettes d'identification pour les bouchons des flacons (19 mm diam.)■ plateau de tri « Bogorov »

4.3 Préparation de l'échantillon

Superposer le tamis à larges mailles (4 000 μm) sur le tamis à mailles plus fines (600 μm). Vider l'échantillon, ou une partie de l'échantillon, sur le tamis à larges mailles. Les gros débris, tels que les feuilles, les roches et les morceaux de bois, se retrouvant sur le tamis de 4 000 μm doivent être rincés. Tous les organismes récoltés sont ajoutés au contenu du tamis de 600 μm . Les plus petits débris et les organismes restant sur le tamis de 4 000 μm sont également ajoutés au contenu du tamis de 600 μm , qui sera rincé afin de le débarrasser des sédiments fins. Si l'échantillon est traité en plusieurs parties ou s'il est conservé dans plusieurs contenants, il faut les combiner et rendre l'échantillon homogène. Si l'échantillon a été préalablement rincé sur un tamis de 600 μm lors de la récolte et ne contient aucun gros débris, on peut alors passer directement à l'étape suivante (fractionnement) après avoir retiré l'agent de conservation de l'échantillon.



Préparation de l'échantillon

4.4 Fractionnement

Le plateau de fractionnement est composé d'un bac grillagé s'emboîtant dans un bac étanche. Le maillage du bac grillagé devra être égal ou inférieur à 600 μm . Un maillage de 300 μm s'avère idéal pour le nettoyage. Il devra être séparé en 24 (niveau 1) ou 30 (niveaux 2 et 3) cases de 6 cm x 6 cm. Pour en faciliter l'utilisation, ajouter des repères sur la bordure du bac grillagé.

Niveau **1** Utilisation d'un plateau de fractionnement de 24 cm x 36 cm.

Niveaux **2** **3** Utilisation d'un plateau de fractionnement Caton de 30 cm x 36 cm (Caton, 1991).

Disposition de l'échantillon dans le plateau de fractionnement

Étendre uniformément l'échantillon sur la partie grillagée du plateau de fractionnement. Ajouter juste assez d'eau pour couvrir le matériel. Sortir le bac grillagé de l'eau en l'appuyant sur le bac étanche et choisir l'emporte-pièce désiré.



Échantillon réparti dans un plateau de fractionnement Caton



Si l'échantillon contient beaucoup d'algues, celles-ci auront tendance à s'agglomérer. À l'aide de pincettes, répartissez la végétation dans l'ensemble du plateau de fractionnement.

Choix et utilisation d'un emporte-pièce

Niveau 1 – Trois emporte-pièces proposés : 3 cm x 3 cm, 6 cm x 6 cm et 12 cm x 12 cm .

Niveau 2 3 – Trois emporte-pièces proposés : 3 cm x 3 cm, 6 cm x 6 cm et 6 cm x 12 cm.



Emporte-pièces proposés



Lors de l'achat d'un plateau de fractionnement Caton, seul un emporte-pièce de 6 cm X 6 cm est fourni.

Selon la quantité de macroinvertébrés présents, choisir parmi les emporte-pièces proposés celui qui sera le plus approprié pour atteindre le minimum de 200 organismes visé. Sélectionner un carreau du plateau de fractionnement au hasard à l'aide d'une table de nombres aléatoires. Au plateau de 24 cm x 36 cm (niveau 1) correspond une table de nombres aléatoires à 24 chiffres, présentée à l'annexe 3. Utiliser l'emporte-pièce choisi pour isoler les organismes. Un organisme chevauchant deux carreaux appartient à celui où sa tête se trouve. Si la tête est difficile à discerner (ex. : les vers), l'individu appartient au carreau où la plus grande partie de son corps se trouve.



Afin de choisir adéquatement votre emporte-pièce, estimez combien il y a de macroinvertébrés dans 1 cm² et multipliez ce nombre par la surface de l'emporte-pièce. Par exemple, si l'on a 6 organismes dans 1 cm², l'emporte-pièce de 6 cm x 6 cm (36 cm²) serait un choix judicieux, car 6 organismes x 36 = 216.

emporte-pièce de
12 cm x 12 cm



Plateau de fractionnement volontaire avec un emporte-pièce de 12 cm x 12 cm

Récupérer le matériel à l'intérieur de la case à l'aide d'une cuillère et le placer dans un contenant auquel de l'eau sera ajoutée. Entre les prélèvements, le matériel restant dans le plateau de fractionnement doit également être recouvert d'eau pour éviter l'assèchement.



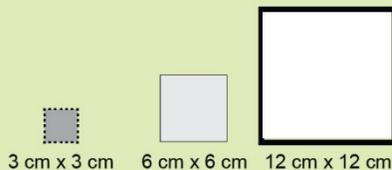
Il est très important de ne pas déplacer le matériel restant dans le plateau de fractionnement entre les prélèvements.

La numérotation de base (1 à 24 ou 1 à 30) correspond à l'emporte-pièce 6 cm x 6 cm.

Niveau ① Plateau de fractionnement volontaire de 24 cm x 36 cm

1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12
13	14	15	16	17	18
19	20	21	22	23	24

Si l'emporte-pièce choisi est celui de 6 cm x 6 cm et que la table de nombres aléatoires donne le 10, récolter le matériel contenu dans ce carreau. Si l'emporte-pièce choisi est celui de 3 cm x 3 cm, recueillir le matériel contenu dans la case 10a. Si l'emporte-pièce choisi est celui de 12 cm x 12 cm, recueillir le matériel contenu dans la case formée par les numéros 3, 4, 9 et 10. Lorsque l'emporte-pièce choisi est celui de 12 cm x 12 cm, imaginer la séparation du plateau comme elle est illustrée ci-contre par les lignes en caractère gras.



On doit pouvoir séparer le plateau à l'aide du même emporte-pièce sans laisser de cases orphelines. Dans cet exemple, on ne devrait pas choisir les cases 4, 5, 10, et 11 si l'emporte-pièce choisi est celui de 12 cm x 12 cm, car les cases 6 et 12 seraient alors orphelines (impossible d'en récolter le matériel à l'aide de l'emporte-pièce 12 cm x 12 cm).

Niveau 2 3 Plateau de fractionnement Caton de 30 cm x 36 cm

1	2	3	4	5	6
7	8	9	10	11	12
13	14	15	16	17	18
19	20	21	22	23	24
25	26	27	28	29	30



Si l'emporte-pièce choisi est celui de 6 cm x 6 cm et que la table de nombres aléatoires donne le 10, récolter le matériel contenu dans ce carreau. Si l'emporte-pièce choisi est celui de 3 cm x 3 cm, recueillir le matériel contenu dans la case 10a. Si l'emporte-pièce choisi est celui de 6 cm x 12 cm, recueillir le matériel contenu dans la case formée par les numéros 9 et 10. Lorsque l'emporte-pièce choisi est celui de 6 cm x 12 cm, imaginer la séparation du plateau comme elle est illustrée ci-contre par les lignes en caractère gras.

On doit pouvoir séparer le plateau à l'aide du même emporte-pièce sans laisser de cases orphelines. Dans cet exemple, on ne devrait pas choisir les cases 10 et 11, car la case 12 serait alors orpheline (impossible d'en récolter le matériel à l'aide de l'emporte-pièce de 6 cm x 12 cm).

4.5 Tri du sous-échantillon

Le sous-échantillon récolté contient habituellement trop de matériel pour être placé en entier dans le contenant afin de procéder au tri. Utiliser un plat de pétri ligné ou un plateau « Bogorov » (photo ci-dessous). Il est préférable de mettre peu de matériel à la fois si l'on veut trier efficacement. Ajouter la quantité d'eau suffisante pour permettre au matériel de flotter sans être trop mobile. Au stéréomicroscope, à l'aide de pincettes, inspecter le contenu du plat et retirer les macroinvertébrés tout en les comptant. Des connaissances suffisantes en taxonomie permettent de séparer les organismes selon l'ordre auquel ils appartiennent. Chaque plateau est inspecté au moins deux fois. L'exercice est terminé lorsqu'un nouveau passage ne contiendra pas plus de trois nouveaux organismes. La totalité des individus est dénombrée. Les organismes récoltés sont placés dans un flacon à scintillation (*scintillation vial*) contenant de l'éthanol à 70 %.



Julie Moisan, MIDDEFP

Plateau de tri « Bogorov »



Lors du tri, les organismes en mauvais état ou les morceaux d'organismes sont récoltés sans être comptés. Le compte final, après identification, ne doit pas être inférieur à 200.

Cas des oligochètes – Les oligochètes sont fréquemment brisés lors des manipulations. Pour ne pas en surévaluer le nombre, les morceaux dont une extrémité est intacte et l'autre est brisée comptent pour $\frac{1}{2}$ individu. À la fin, on fait la somme des $\frac{1}{2}$ et on arrondi au nombre entier supérieur. Ainsi, 13 $\frac{1}{2}$ oligochètes sont en fait 14 individus. Les morceaux dont les deux extrémités sont brisées ne sont pas comptés.

Si le compte obtenu est supérieur ou égal à 200 organismes, le sous-échantillon est complet. S'il est inférieur, choisir un autre carreau au hasard et recommencer la procédure. Répéter cette procédure tant et aussi longtemps qu'un minimum de 200 individus n'est pas récolté. Soulignons que des emporte-pièces de taille différente peuvent être utilisés pour constituer le sous-échantillon. Il est important que le sous-échantillon soit sélectionné de façon aléatoire et que le nombre et la dimension des emporte-pièces utilisés soient notés afin de calculer le pourcentage de l'échantillon trié (annexe 4). Le nombre d'individus récoltés doit également être noté.



Un carreau dont le tri a été commencé doit être terminé, même si le nombre de 200 individus est atteint.

4.6 Récolte à l'œil nu

Le reste de l'échantillon contenu dans le plateau de fractionnement est inspecté à l'œil nu afin d'en retirer les taxons rares et les gros taxons non récoltés dans le sous-échantillon. Des individus matures peuvent également être prélevés afin d'aider à l'identification du sous-échantillon. Tous ces organismes sont conservés à part et le flacon est étiqueté correctement. En aucun cas, ils ne sont mélangés au sous-échantillon; ils seront utiles à l'étape d'identification ou à celle de l'interprétation.

4.7 Étiquetage des échantillons

Les flacons doivent être étiquetés correctement à l'aide de deux étiquettes : une collée sur le bouchon et l'autre, en papier incapsulé (Nalgene), mise à l'intérieur. Ces étiquettes indiquent le nom du cours d'eau et le numéro de la station.

Le flacon contenant l'échantillon provenant de la récolte à l'œil nu sera désigné de façon distincte (ex. : lettre devant le numéro de la station) afin que l'on puisse bien le reconnaître. Une étiquette de couleur différente apposée sur le bouchon permettra un repérage rapide.

4.8 Identification des macroinvertébrés

La précision de l'identification est la principale différence entre les niveaux 1, 2 et 3. En effet, l'identification au niveau 1 s'adresse à des gens ayant peu ou pas de connaissances taxonomiques. L'identification finale correspond souvent à la famille, mais certaines familles confondantes ont été regroupées. Le niveau 2 demande des connaissances de base en taxonomie et une maîtrise suffisante de l'anglais pour utiliser les clés d'identification. Le niveau d'identification généralement visé est la famille. Le niveau 3 demande, outre les connaissances requises au niveau précédent, une bonne expérience en identification des macroinvertébrés. À ce niveau, la plupart des organismes sont identifiés au genre. À ces trois niveaux, certains organismes ne sont pas comptés, ni identifiés (insectes ou araignées terrestres).



Insectes brisés : un insecte est compté et identifié lorsqu'il possède la tête et le thorax ou le thorax et l'abdomen.

4.8.1 Identification – niveau 1

Pour accéder à ce niveau d'identification, se référer au document intitulé Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds, accessible sur le site Internet du Ministère à l'adresse suivante : http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/index.htm. Ce guide a été conçu afin de simplifier l'identification tout en permettant des résultats représentatifs du milieu étudié. L'identification comprend trois étapes principales :

- la séparation des organismes selon leurs ressemblances;
- une première identification, généralement à l'ordre pour les insectes, et selon diverses unités taxonomiques pour les non-insectes;
- une seconde identification, à la famille pour les insectes et selon diverses unités taxonomiques dans le cas des non-insectes.

Les identifications visées sont listées dans le tableau 1. Une fiche d'identification et de dénombrement se trouve à l'annexe 4.

Tableau 1 Identification visée pour les différents taxons - Niveau ①

#	Taxons	Identification visée	Tolérance
1	Éphéméroptère	Baetiscidae	3
2	Éphéméroptère	Groupe 1.1 (Ephemeridae, Polymitarcyidae)	4*
3	Éphéméroptère	Potamanthidae	4
4	Éphéméroptère	Ephemerellidae	1
5	Éphéméroptère	Leptophlebiidae	2
6	Éphéméroptère	Caenidae	7
7	Éphéméroptère	Leptohiphidae (anciennement Tricorythidae)	4
8	Éphéméroptère	Heptageniidae	4
9	Éphéméroptère	<i>Isonychiidae – Isonychia</i>	2
10	Éphéméroptère	Groupe 1.2 (Ameletidae, Baetidae, Siphonuridae, Metretopodidae)	3*
	Éphéméroptère	Éphéméroptère non identifié	3*
11	Trichoptère	Hydropsychidae	4
12	Trichoptère	Hydroptilidae	4
13	Trichoptère	Helicopsychidae	3
14	Trichoptère	Rhyacophilidae	0
15	Trichoptère	Groupe 2.1 (Philopotamidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Dipseudopsidae)	4*
16	Trichoptère	Goeridae	3
17	Trichoptère	Leptoceridae	4
18	Trichoptère	Molannidae	6
19	Trichoptère	Groupe 2.2 (Limnephilidae, Apataniidae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Odontoceridae, Uenoidae)	2*
20	Trichoptère	Phryganeidae	4
21	Trichoptère	Glossosomatidae	0
	Trichoptère	Trichoptère non identifié	3
22	Plécoptère	Peltoperlidae	0
23	Plécoptère	Pteronarcyidae	0
24	Plécoptère	Perlidae	1
25	Plécoptère	Groupe 3.1 (Capniidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae, Taeniopterygidae, Perlodidae)	1*
	Plécoptère	Plécoptère non identifié	1
26	Hémiptère	Corixidae	5
27	Hémiptère	Notonectidae	-
28	Hémiptère	Nepidae	-
29	Hémiptère	Naucoridae	-
30	Hémiptère	Belostomatidae	-
31	Hémiptère	Pleidae	-
32	Hémiptère	Géromorphe (Hydrometridae, Mesoveliidae, Veliidae, Gerridae, Saldidae)	p-a
	Hémiptère	Hémiptère non identifié	-
33	Mégaloptère	Sialidae - <i>Sialis</i>	4
34	Mégaloptère	Corydalidae	4
	Mégaloptère	Mégaloptère non identifié	4
35	Coléoptère (larve)	Psephenidae	4
36	Coléoptère (larve)	Elmidae, Lutrochidae - <i>Lutrochus</i>	4
37	Coléoptère (larve)	Haliplidae	5
38	Coléoptère (larve)	Gyrinidae	4
39	Coléoptère (larve)	Dytiscidae	5
40	Coléoptère (larve)	Hydrophiloidea (Hydrophilidae, Hydrochidae, Helophoridae)	5
	Coléoptère (larve)	Coléoptère (larve) non identifié	5

#	Taxons	Identification visée	Tolérance
41	Coléoptère (adulte)	Haliplidae	5
42	Coléoptère (adulte)	Gyrinidae	4
43	Coléoptère (adulte)	Curculionidae	5
44	Coléoptère (adulte)	Groupe 4.1 (Hydrophilidae, Dytiscidae, Noteridae)	5*
45	Coléoptère (adulte)	Groupe 4.2 (Elmidae, Dryopidae, Helophoridae, Hydrochidae)	5*
	Coléoptère (adulte)	Coléoptère (adulte) non identifié	5
46	Lépidoptère		5
47	Odonate	Zygoptera	7*
48	Odonate	Anisoptera	5
	Odonate	Odonate non identifié	5
49	Diptère	Chironomidae	8
50	Diptère	Ceratopogonidae	6
51	Diptère	Simuliidae	6
52	Diptère	Groupe 5.1 (Culicidae, Chaoboridae)	8
53	Diptère	Tipulidae (en partie)	3
54	Diptère	Groupe 5.2 (Empididae, Athericidae - <i>Atherix</i>)	5
	Diptère	Diptère non identifié	5*
55	Tardigrade	Tardigrada	-
56	Hydracarien	Hydracarina	6
57	Planaire	Planaire	6
58	Némerte	Némertea	6
59	Nématode	Nématoda	5
60	Annélide - Oligochète	Annélide - Oligochaeta	8
61	Sangsue	Sangsue	8
62	Isopode	Isopoda	8
63	Amphipode	Amphipoda	7
64	Décapode	Decapoda	6
65	Ostracode	Ostracoda	8
66	Cladocère	Cladocera	8
67	Copépode	Copepoda	8
68	Bivalve	Sphaeriidae	6
69	Bivalve	Dreissenidae (Moule zebra ou quagga)	8
70	Bivalve	Unionide (Margaritiferidae, Unionidae)	6
71	Gastéropode sans opercule	Planorbidae	6
72	Gastéropode sans opercule	Lymnaeidae	6
73	Gastéropode sans opercule	Physidae	8
74	Gastéropode sans opercule	Ancylidae	6
75	Gastéropode avec opercule	Prosobranchie (Pleuroceridae, Hydrobiidae, Viviparidae, Bithyniidae,	7*

Les cotes de tolérance sont tirées de Hilsenhoff (1988) et complétées au besoin par Bode *et al.* (2002) et Bode *et al.* (1996).

* cote provisoire

p-a aucun dénombrement, taxon indiqué en présence-absence

4.8.2 Identification – niveau 2

Le niveau d'identification généralement atteint au niveau 2 est la famille. Ce niveau d'identification est utilisé dans de nombreux programmes de surveillance biologique (Rosenberg *et al.*, 1999; Reynoldson *et al.*, 2003; Feio *et al.*, 2006). Malgré la possibilité d'utiliser une multitude d'ouvrages de référence, la taxonomie finale devra s'accorder avec les deux ouvrages de référence mentionnés ci-dessous.

Concernant les insectes : MERRITT, R. W., CUMMINS, K. W. et M. B. BERG, 2008. *An introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4e édition, Dubuque, Iowa, Kendall/Hunt Publishing Company, 1 158 pages.

Concernant les non-insectes : SMITH, D. G., 2001. *Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean*, 4e édition, New York, John Wiley & Sons, Inc., 648 pages.

Le tableau suivant indique, pour le niveau 2, l'identification visée relative à chaque taxon :

Tableau 2 Identification visée pour les différents taxons / niveau 2

Taxons	Identification visée
Ephemeroptera	Famille
Trichoptera	Famille
Plecoptera	Famille
Coleoptera	Famille
Odonata	Famille
Lepidoptera	Ordre
Megaloptera	Famille
Neuroptera	Famille
Diptera	Famille
Hemiptera	Famille (*gerromorphes seulement en présence)
Mollusca	Famille
Isopoda	Famille
Amphipoda	Famille
Decapoda	Famille
Cladocera	Ordre (Cladodera))
Copepoda	Sous-classe(Copepoda)
Ostracoda	Sous-classe(Ostracoda)
Nematoda	Phylum (Nematoda)
Tardigrada	Phylum (Tardigrada)
Hirudinae	Ordre(Hirudinae)
Oligochaeta	Ordre (Oligochaeta)
Polychaeta	Classe (Polychaeta)
Platyhelminthes	Phylum (Platyhelminthes)
Nemertea	Phylum (Nemertea)
Hydracarina	N'est pas un terme taxonomique (Hydracarina)
Ectoprocta (Bryozoa)	Phylum (Ectoprocta), indiquer la présence – colonial
Porifera	Phylum (Porifera) , indiquer la présence – colonial
Hydrozoa	Classe (Hydrozoa) , indiquer la présence – colonial

*gerromorphes : Hydrometridae, Mesoveliidae, Veliidae, Gerridae, Saldidae.

4.8.3 Identification – niveau 3

Le niveau d'identification généralement atteint dans le niveau 3 est le genre. Malgré la possibilité d'utiliser une multitude d'ouvrages de référence, la taxonomie finale devra s'accorder avec les deux ouvrages de référence suivants :

Concernant les insectes : MERRITT, R. W., CUMMINS, K. W. et M. B. BERG, 2008. *An introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4e édition, Dubuque, Iowa, Kendall/Hunt Publishing Company, 1 158 pages.

Concernant les non-insectes : SMITH, D. G., 2001. *Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean*, 4e édition, New York, John Wiley & Sons, Inc., 648 pages.

Le tableau suivant indique, pour le niveau 3, l'identification visée relative à chaque taxon.

Tableau 3 Identification visée relative aux différents taxons – niveau 3

Taxons	Identification visée
Ephemeroptera	Genre
Trichoptera	Genre
Plecoptera	Genre
Coleoptera	Genre
Odonata	Genre
Lepidoptera	Ordre (sauf Crambidae et Noctuidae à la famille)
Megaloptera	Genre
Neuroptera	Genre
Diptera	Genre (sauf pour les Chironomidae)
Diptera – Chironomidae	Famille, mais distinguer la tribu des Chironomini
Hemiptera	Famille (*gerromorphes seulement en présence)
Mollusca	Genre
Isopoda	Genre
Amphipoda	Genre
Decapoda	Genre
Cladocera	Ordre (Cladodera)
Copepoda	Sous-classe (Copepoda)
Ostracoda	Sous-classe (Ostracoda)
Nematoda	Phylum (Nematoda)
Tardigrada	Phylum (Tardigrada)
Hirudinae	Ordre (Hirudinae)
Oligochaeta	Classe (Oligochaeta)
Polychaeta	Classe (Polychaeta)
Platyhelminthes	Phylum (Platyhelminthes)
Nemertea	Phylum (Nemertea)
Hydracarina	N'est pas un terme taxonomique (Hydracarina)
Ectoprocta (bryozoa)	Phylum (Bryozoa), indiquer la présence – colonial
Porifera	Phylum (Porifera), indiquer la présence – colonial
Hydrozoa	Classe (Hydrozoa), indiquer la présence – colonial

*gerromorphes : Hydrometridae, Mesoveliidae, Veliidae, Gerridae, Saldidae.

5 Analyse des données pour l'évaluation de l'intégrité biologique



5.1 Généralités

L'analyse des données de macroinvertébrés benthiques permet d'évaluer l'état de santé général des ruisseaux et des rivières. Elle diagnostique les effets d'un stress sur une communauté. Pour parvenir à cet objectif, on compare la communauté de macroinvertébrés benthiques testée avec une ou des communautés, vivant dans des habitats comparables, mais peu ou pas soumises à l'agent stressant. Dans cette comparaison, il faut tenir compte de la variabilité naturelle des communautés en santé, dites de référence.

De façon générale, les cours d'eau non dégradés supportent des communautés de macroinvertébrés diversifiées. Avec une augmentation des perturbations anthropiques, l'abondance des taxons les plus sensibles diminue alors que l'abondance des taxons tolérants à la pollution augmente. Ces changements amènent une instabilité dans la structure de la communauté, ce qui se traduit généralement par la réduction de l'intégrité de l'écosystème aquatique.

NIVEAU 1

L'évaluation de la santé des cours d'eau peut être basée seulement sur un indice multimétrique dont le calcul est expliqué dans la section 5.2.2. Les indices multimétriques combinent plusieurs variables de communautés et indices simples en une seule valeur. Les variables et les indices présentés dans la section 5.2.1 (tableau 4) peuvent également être calculés. Précisons qu'un total de 75 taxons peut être identifié à l'aide du *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds* (Moisan, 2010).

5.2 Différentes méthodes d'analyse des données

Trois méthodes différentes d'analyse des données peuvent servir à l'évaluation de l'intégrité biologique des communautés de macroinvertébrés benthiques. Il s'agit de la méthode avec variables simples, de la méthode multimétrique et de la méthode multivariée. La méthode la plus souvent utilisée aux États-Unis et facile d'application est la méthode multimétrique. Elle est à privilégier par le niveau 1. De leur côté, les analyses multivariées demandent généralement l'échantillonnage de nombreuses stations de référence pour la construction d'un modèle valable. Au fur et à mesure que le nombre de stations s'accroît, la méthode multivariée devient davantage applicable et fiable. Si le nombre de stations de référence est insuffisant, l'utilisation de la méthode avec variables simples ou de la méthode multimétrique est recommandée (Reynoldson *et al.*, 2003).

La présente section du guide expose sommairement ces différentes méthodes ainsi que les variables et les indices les plus couramment utilisés. Pour en savoir davantage, voici quelques documents à

consulter : Barbour *et al.*, 1999; Mackie, 2001; AQEM, 2002; Mandaville, 2002; Reynoldson *et al.*, 2003; Sylvestre, 2006; Environnement Canada, 2002.



Afin de pouvoir comparer adéquatement les variables traitant de la richesse taxonomique, il est recommandé d'utiliser une procédure de raréfaction (Vinson et Hawkins, 1996). Pour les sous-échantillons excédant de 20 % le nombre demandé (200 organismes), cette procédure de raréfaction recalcule le nombre d'espèces afin qu'il corresponde à un sous-échantillon de 200 organismes. Une simulation informatique du sous-échantillonneur Marchant mise au point pour Excel par Chris Walsh (1997) peut être utilisée.

5.2.1 Méthode avec variables simples

Cette méthode consiste à calculer des variables (aussi appelées métriques) exprimant différents aspects de la structure des communautés benthiques de même que des indices simples. On peut les calculer à l'aide des données provenant des trois niveaux d'identification présentés dans ce guide.

Les variables et les indices, qui sont présentés au tableau 4, sont classés en quatre grandes catégories :

- mesure de richesse taxonomique;
- mesure de diversité taxonomique;
- mesure de composition taxonomique;
- mesure de tolérance ou intolérance à la pollution.

Richesse taxonomique : Représente le nombre de taxons présents dans un échantillon. Cette richesse de taxons reflète la santé de la communauté. Le nombre de taxons varie selon le niveau d'identification; il est donc important de mentionner le niveau d'identification utilisé. Bien que l'unité taxonomique de base soit l'espèce, Barbour *et al.* (1999) soulignent que les autres niveaux taxonomiques (genres, familles, etc.) sont des unités valides. Une richesse taxonomique élevée est habituellement indicatrice de la bonne santé d'un cours d'eau. La richesse taxonomique peut également être calculée pour certains groupes de la communauté. Ainsi, l'indice EPT est composé du nombre de taxons appartenant aux ordres des éphéméroptères, des plécoptères et des trichoptères. D'autres indices peuvent découler des taxons du groupe EPT, soit l'indice éphéméroptère, l'indice plécoptère et l'indice trichoptère (tableau 4). Ces trois ordres sont généralement considérés comme les plus sensibles à la pollution et aux perturbations (Klemm *et al.*, 1990; Resh *et al.*, 1995; Barbour *et al.*, 1999). Un nombre peu élevé de taxons de EPT est généralement liée à une augmentation des perturbations.

Le compte du nombre de taxons se fait à partir du niveau d'identification le plus précis. Il faut s'assurer d'éliminer les unités taxonomiques supérieures afin de ne pas compter deux fois un même taxon. Les taxons recensés en présence ne sont pas inclus dans le compte.

Exemple du compte du nombre de taxons (extrait de l'annexe 4)

Ordre	Famille ou groupe	Nombre
Plécoptère	Peltoperlidae	2
Plécoptère	Pteronarcyidae	
Plécoptère	Perlidae	5
Plécoptère	Groupe 3.1 (Capniidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae, Taeniopterygidae, Perlodidae)	
Plécoptère	Plécoptère non identifié	2
Mégaloptère	Sialidae – Sialis	
Mégaloptère	Corydalidae	
Mégaloptère	Mégaloptère non identifié	2
	NOMBRE DE TAXONS	3

Dans cet exemple, on compte deux taxons plécoptère et un taxon mégaloptère. Puisque le plécoptère non identifié peut être un Perlidae ou un Peltoperlidae, il ne doit pas être compté. Par contre, le mégaloptère non identifié doit être compté, car aucune identification plus précise n'est disponible.



Richesse taxonomique – niveau 1

Les coléoptères peuvent être de forme larvaire ou adulte (annexes 4 et 6). Le nombre de taxons retenu pour cet ordre est celui offrant le plus de diversité dans l'une ou l'autre de ces deux formes. Par exemple, si deux taxons larvaires et un taxon adulte sont présents, le nombre de taxons de coléoptère est de deux

Diversité taxonomique : La diversité spécifique est fonction du nombre d'espèces et de la régularité avec laquelle les individus sont distribués parmi ces espèces (Margalef, 1958). De nombreux indices ont été élaborés afin d'évaluer la diversité taxonomique (Dajoz, 1982; Washington, 1984). Rappelons qu'il est important de mentionner le niveau d'identification utilisé. L'indice de diversité Shannon-Wiener est le plus couramment utilisé. Cet indice tient compte du nombre d'individus de chacun des taxons.

La formule pour calculer l'indice de Shannon-Wiener (H') est la suivante :

$$H' = -\sum_i^s p_i \log(p_i)$$

où

p_i = proportion du i^{e} taxon sur le nombre total des organismes.

s = nombre total de taxons dans l'échantillon

Bien que différentes bases de logarithme puissent être utilisées dans le calcul de cet indice, l'utilisation du logarithme en base 2 est recommandée dans ce guide. La valeur 3,322 devant la formule permet de convertir le \log_{10} en \log_2 .

Formule recommandée :

$$H' = -3,322 \sum_{i=1}^s p_i \log(p_i)$$

Une valeur élevée de l'indice correspond à une communauté composée de plusieurs taxons dont les densités sont semblables, ce qui correspond habituellement à des conditions favorables du milieu. À l'inverse, une valeur faible traduit des conditions de vie difficiles qui permettent à peu d'espèces de s'établir. De plus, en l'absence de compétition, ces espèces sont souvent présentes en grand nombre (Dajoz, 1982).

L'évaluation de l'équitabilité³ (ou régularité) permet de comparer les diversités de deux peuplements ayant des nombres d'espèces différents (Dajoz, 1982). Elle constitue le rapport entre la répartition des taxons obtenus par l'indice de diversité de Shannon-Wiener (H') et une distribution fictive équitable de ces mêmes taxons. L'équitabilité varie de 0 à 1. Une équitabilité faible représente une dominance de quelques espèces.

$$J' = H'/H'_{\max} \text{ ou lorsque calculé en } \log_2 \quad J' = \frac{-3,322 \sum_{i=1}^s p_i \log(p_i)}{3,322 * \log S}$$

p_i = proportion du i^{e} taxon sur le nombre total des organismes

S = nombre total de taxons dans l'échantillon

Composition taxonomique : Représente le pourcentage de l'abondance d'un taxon ou d'un groupe de taxons sur l'abondance totale des organismes présents dans une station. Selon le taxon ou le groupe de taxons analysé, une forte proportion peut être interprétée positivement ou non. Par exemple, une proportion élevée de Chironomidae ou d'Oligochaeta, des taxons considérés comme tolérants aux perturbations (Barbour *et al.*, 1999; Bode *et al.*, 2002) est généralement un signe de mauvaise santé d'un cours d'eau, alors qu'une densité relative élevée de taxons EPT est généralement un signe de bonne santé d'un cours d'eau. L'abondance relative d'un taxon peut également être calculée par rapport à l'abondance d'un groupe plutôt que par rapport à l'abondance totale. Ainsi, le pourcentage élevé des Hydropsychidae par rapport à l'abondance totale des trichoptères est souvent indicateur d'une pollution organique d'un cours d'eau. Le tableau 4 présente des variables couramment utilisées dans la mesure de la composition taxonomique.

Tolérance ou intolérance à la pollution : Le pourcentage d'un ou deux taxons dominants est une variable souvent utilisée comme mesure de tolérance à la pollution. Ainsi, une communauté fortement dominée par quelques taxons peut indiquer la présence d'un stress. Des variables ou des indices basés sur le degré de tolérance à la pollution organique sont aussi fréquemment utilisés (tableau 4). Des cotes de tolérance, variant sur une échelle de 0 à 10, ont été attribuées aux différents taxons (espèces, genres) (Hilsenhoff, 1987; Hilsenhoff, 1988; Bode *et al.*, 1996; Bode *et al.*, 2002). Les taxons intolérants à la pollution ont des cotes basses alors que ceux considérés comme tolérants à la pollution ont des cotes élevées. Les variables calculées peuvent être, entre autres, le pourcentage

³ L'équitabilité est le degré de régularité des effectifs dans un peuplement ou une communauté.

de taxons tolérants (cote > 6), le pourcentage de taxons intolérants (cote < 4), le nombre de taxons intolérants (cote < 4) (Klemm *et al.*, 2002) et l'indice Hilsenhoff (HBI). Ce dernier tient compte des cotes de tolérance de chacun des organismes composant la communauté. Les cotes attribuées au genre sont indiquées dans Hilsenhoff (1987), Bode *et al.* (1996) et Bode *et al.* (2002). Des cotes adaptées à la famille (niveau 2) se trouvent à l'annexe 5, tandis que celles adaptées au niveau 1 se trouvent au tableau 1. À l'origine, seuls les arthropodes étaient considérés dans le calcul de l'indice HBI. Depuis 1991, Bode *et al.* ont inclus d'autres invertébrés, tels que les mollusques et les annélides. Selon l'évolution de la connaissance régionale ou provinciale de la faune benthique, les cotes de tolérance peuvent être ajustées.

Selon le niveau d'identification atteint, l'indice Hilsenhoff prend différentes appellations :

HBI : indice biotique Hilsenhoff, cote de tolérance au genre : niveau **3**

FBI : variante, identification à la famille, cote de tolérance à la famille : niveau **2**

FBIv : variante, identification au niveau 1, cote de tolérance à la famille et autres : niveau **1**

Seul les taxons qui ont une cote de tolérance sont inclus dans le calcul. À une station donnée, l'indice Hilsenhoff (HBI, FBI ou FBIv) se calcule comme suit :

$$\sum x_i t_i / n$$

x_i = nombre d'individus du i^e taxon

t_i = tolérance du i^e taxon

n = nombre d'individus composant l'échantillon

Plus le résultat est élevé, plus le milieu est susceptible d'être touché par un stress

L'échelle d'interprétation des résultats obtenus pour le HBI est la suivante

(Hilsenhoff, 1987) :

0,00 à 3,50	Excellente : sans pollution organique
3,51 à 4,50	Très bonne : légère pollution organique possible
4,51 à 5,50	Bonne : pollution organique probable
5,51 à 6,50	Moyenne : pollution organique assez substantielle
6,51 à 7,50	Plutôt mauvaise : pollution organique substantielle
7,51 à 8,50	Mauvaise : pollution organique très substantielle
8,51 à 10,00	Très mauvaise : pollution organique grave

L'échelle d'interprétation des résultats obtenus pour le FBI et le FBIv est la suivante

(Hilsenhoff, 1988) :

0,00 à 3,75	Excellente : sans pollution organique
3,76 à 4,25	Très bonne : légère pollution organique possible
4,26 à 5,00	Bonne : pollution organique probable
5,01 à 5,75	Moyenne : pollution organique assez substantielle
5,76 à 6,50	Plutôt mauvaise : pollution organique substantielle
6,51 à 7,25	Mauvaise : pollution organique très substantielle
7,26 à 10,00	Très mauvaise : pollution organique grave

Selon l'évolution de la connaissance de la faune benthique régionale ou provinciale, les échelles peuvent être ajustées.

La valeur (HBI, FBI ou FBIv) obtenue pour une station testée peut ensuite être comparée avec les valeurs obtenues pour les stations de référence. Le calcul du pourcentage (%) de similarité entre les stations de référence et la station testée aide à l'interprétation de la cote obtenue.

$$\% \text{ similarité} = (\text{HBI}_{\text{référence}} / \text{HBI}_{\text{test}}) \times 100$$

Plafkin *et al.* (1989) recommandent de calculer le pourcentage (%) de similarité entre les stations de référence et la station testée et ils suggèrent les degrés de similarité suivants comme indicateurs de perturbations (Resh *et al.*, 1996) :

> 85 %	similarité	non perturbé
70 à 84 %	similarité	perturbation légère
50 à 69 %	similarité	perturbation modérée
< 50 %	similarité	perturbation grave

Tableau 4 Variables et indices simples couramment utilisés

Catégorie	Variable et abréviation	Définition ou formule	Réponse
Mesure de la richesse taxonomique	Nombre total de taxons	Nombre total de taxons	Diminue
	Nombre de taxons EPT	Nombre de taxons éphéméroptères, trichoptères et plécoptères	Diminue
	Nombre de taxons E	Nombre de taxons éphéméroptères	Diminue
	Nombre de taxons P	Nombre de taxons plécoptères	Diminue
	Nombre de taxons T	Nombre de taxons trichoptères	Diminue
	Nombre de taxons POET	Nombre de taxons plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères	Diminue
Mesure de la composition taxonomique	% d'insectes	Abondance ¹ d'insectes / abondance totale * 100	Diminue
	% de non-insectes	Abondance de non-insectes / abondance totale * 100	Augmente
	% d'EPT	Abondance de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères / abondance totale * 100	Diminue
	% d'éphéméroptères	Abondance de taxons éphéméroptères / abondance totale * 100	Diminue
	% de plécoptères	Abondance de taxons plécoptères / abondance totale * 100	Diminue
	% de trichoptères	Abondance de taxons trichoptères / abondance totale * 100	Variable
	% d'EPT sans Hydropsychidae	Abondance de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (excluant Hydropsychidae) / abondance totale * 100	Diminue
	% de Chironomidae	Abondance de Chironomidae / abondance totale * 100	Augmente
	% de Chironomini / Chironomidae	Abondance de Chironomini / abondance de Chironomidae totale * 100	Augmente
	% d'oligochètes	Abondance d'oligochètes / abondance totale * 100	Augmente
	% d'Hydropsychidae / trichoptères	Abondance d'Hydropsychidae / abondance de trichoptères * 100	Augmente
	% d'Hydropsychidae	Abondance d'Hydropsychidae / abondance totale * 100	Augmente
	% de Baetidae / éphéméroptères	Abondance de Baetidae / abondance d'éphéméroptères * 100	Augmente
% de Baetidae	Abondance de Baetidae / abondance totale * 100	Augmente	
Mesure de la tolérance ² à la pollution	Nombre de taxons intolérants	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4	Diminue
	% du taxon dominant (famille)	Abondance du taxon le plus abondant / abondance totale * 100	Augmente
	% des deux taxons dominants (famille)	Abondance des deux taxons les plus abondants / abondance totale * 100	Augmente
	% d'organismes tolérants	Abondance d'organismes ayant une cote de tolérance > 6 / abondance totale * 100	Augmente
	Nombre de taxons EPT modifié	Nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ayant une cote de tolérance < 4	Diminue
	% de taxons intolérants	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4 / nombre total de taxons * 100	Diminue
	% d'organismes intolérants	Abondance des organismes ayant une cote de tolérance < 4 / abondance totale * 100	Diminue
	% de taxons tolérants	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance > 6 / nombre total de taxons * 100	Augmente
	Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI)	$\sum x_i t_i / n$; échelle de 0 à 10 x_i = nombre d'organismes de l' <i>i</i> ^e taxon t_i = tolérance au genre de l' <i>i</i> ^e taxon, n = nombre d'organismes	Augmente

¹ Abondance : nombre d'organismes. ² Les cotes de tolérance déterminées pour le niveau d'identification au genre sont tirées de Bode *et al.* (2002; 1996) et sont complétées au besoin, surtout pour le niveau d'identification à la famille, par Hilsenhoff (1988).

5.2.2 Méthode multimétrique

La méthode multimétrique est la méthode d'évaluation biologique la plus souvent utilisée aux États-Unis par les agences des ressources hydriques (*State Water Resource Agencies*) (Barbour *et al.*, 1999). La base de cette méthode est de combiner plusieurs variables de communautés et des indices simples en une seule valeur. Cette méthode est très appréciée, puisqu'elle permet d'obtenir une valeur facile à comparer avec des valeurs de référence et qu'elle a l'avantage d'inclure de l'information écologique (Barbour *et al.*, 1999).

Un grand nombre d'indices multimétriques ont été élaborés aux États-Unis et en Europe. Il est recommandé d'adapter et de calibrer ces indices en fonction des régions, Barbour *et al.* (1999) présentent une procédure qui permet de choisir les variables et les indices simples les plus discriminants entre des stations de référence et des stations tests afin d'élaborer un indice multimétrique. Selon Karr (1998), les indices biologiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs caractéristiques mesurables de la communauté.

Un indice de santé du benthos (ISB_g) et deux variantes de ce dernier sont proposés pour les cours d'eau à substrat grossier. Ces variantes de l'indice de base sont liées au niveau d'identification des macroinvertébrés benthiques visé. L'indice multimétrique, ISB_g , et ses variantes, sont composés des six mêmes variables de communauté. Toutefois, les valeurs de référence obtenues selon le niveau d'identification des macroinvertébrés benthiques sont différentes. L' ISB_g de base est celui qui utilise le MDDEFP (MDDEFP, 2012) pour effectuer le suivi de l'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques. Cet indice est lié au niveau 3 de surveillance, soit le niveau d'identification touchant majoritairement le genre (tableau 3). Le tableau 5 présente la composition de cet indice, la formule de standardisation et la valeur de référence du niveau 3 pour chacune des variables. La moyenne de ces six variables standardisées constitue la cote finale de l'indice. La cote obtenue pour un cours d'eau est interprétée à l'aide de l'échelle de santé présentée au bas du tableau 5. Pour obtenir un complément d'information sur cet indice, veuillez consulter MDDEFP (2012).

Tableau 5 Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_g) – Niveau 3 Genre

Variable ou indice (X)	Réponse prévue selon l'augmentation des perturbations	Valeur de référence	Formule de standardisation
Nombre total de taxons (g)	↓	35	$(X \div 35) \times 100$
Nombre de taxons EPT (g)	↓	22,4	$(X \div 22,4) \times 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae (g)	↓	72,5	$(X \div 72,5) \times 100$
% de Chironomidae	↑	4,1	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants (f)	↑	32	$[(100 - X) \div (100 - 32)] \times 100$
HBI (voir p. 62)	↑	2,53	$[(10 - X) \div (10 - 2,53)] \times 100$

Légende : g : identification au genre; f : identification à la famille

N. B. : Bien que certaines valeurs de ces variables (non standardisées) à une station donnée puissent être supérieures à la valeur de référence, le résultat du calcul de standardisation ne peut être supérieur à 100.

0 – 24,1	24,2 – 48,3	48,4 – 72,6	72,7 – 89,1	89,2 – 100
<i>TRÈS MAUVAISE</i>	<i>MAUVAISE</i>	<i>PRÉCAIRE</i>	<i>BONNE</i>	<i>TRÈS BONNE</i>

La variante famille est proposée pour le niveau 2 de surveillance, soit le niveau d'identification qui est majoritairement lié à la famille (tableau 2). Le tableau 6 présente la composition de l'indice, la formule de standardisation et la valeur de référence du niveau 2 pour chacune des variables. La moyenne de ces six variables standardisées constitue la cote finale de l'indice. La cote obtenue pour un cours d'eau est interprétée à l'aide de l'échelle de santé présentée au bas du tableau 6. Pour obtenir un complément d'information sur cet indice, veuillez consulter MDDEFP (2012).

Tableau 6 Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_{g-f}) – Niveau 2 Famille

Variable ou indice (X)	Réponse prévue selon l'augmentation des perturbations	Valeur de référence	Formule de standardisation
Nombre total de taxons (f)	↓	27	$(X \div 27) \times 100$
Nombre de taxons EPT (f)	↓	17	$(X \div 17) \times 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae (f)	↓	72,5	$(X \div 72,5) \times 100$
% de Chironomidae	↑	4,1	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants (f)	↑	32	$[(100 - X) \div (100 - 32)] \times 100$
FBI (voir p. 62)	↑	3,04	$[(10 - X) \div (10 - 3,04)] \times 100$

Légende : f : identification à la famille

N. B. : Bien que certaines valeurs de ces variables (non standardisées) à une station donnée puissent être supérieures à la valeur de référence, le résultat du calcul de standardisation ne peut être supérieur à 100.

Les classes de qualité pour l'ISB_{g-f} de niveau 2 (famille) sont :

0 – 45	46 – 74	75 – 100
<i>MAUVAISE</i>	<i>PRÉCAIRE</i>	<i>BONNE</i>

La variante volontaire de l'indice, l'ISB_{vol}, est adaptée pour la surveillance volontaire (tableau 1), soit le niveau 1 d'identification présenté dans Moisan (2010). Le tableau 7 présente la composition de cet indice, la formule de standardisation et la valeur de référence du niveau 1 pour chacune des variables. La moyenne de ces six variables standardisées constitue la cote finale de l'indice qui est interprétée à l'aide de l'échelle de santé présentée au bas du tableau 7. Une feuille de calcul est présentée à l'annexe 6. Lorsque cette variante volontaire de l'indice de santé du benthos est utilisée dans le cadre du programme Survol benthos, qui comporte une formation et une certification, l'indice volontaire porte l'appellation ISB_{SurVol}.

Tableau 7 Indice de santé du benthos – substrat grossier (ISB_{vol} ou ISB_{SurVol}) – Niveau 1
Volontaire

Variable ou indice (X)	Réponse prévue selon l'augmentation des perturbations	Valeur de référence	Formule de standardisation
Nombre total de taxons	↓	22	$(X \div 22) \times 100$
Nombre de taxons EPT	↓	13	$(X \div 13) \times 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae	↓	72,6	$(X \div 72,6) \times 100$
% de Chironomidae	↑	4,1	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants	↑	32,7	$[(100 - X) \div (100 - 32,7)] \times 100$
FBI _V (voir p. 62)	↑	3,03	$[(10 - X) \div (10 - 3,03)] \times 100$

N. B. : Bien que certaines valeurs de ces variables (non standardisées) à une station donnée puissent être supérieures à la valeur de référence, le résultat du calcul de standardisation ne peut être supérieur à 100.

Les classes de qualité pour l'ISB_{SurVol} ou l'ISB_{vol} sont :

0 – 45	46 – 74	75 – 100
<i>MAUVAISE</i>	<i>PRÉCAIRE</i>	<i>BONNE</i>

5.2.3 Méthode multivariée (ou multidimensionnelle)

Legendre et Legendre (1998) définissent l'analyse multivariée comme un ensemble de méthodes d'analyse numérique traitant en bloc des tableaux de données, où chaque observation et chaque élément d'échantillonnage sont définis par plusieurs variables, soit les abondances d'espèces, les mesures physicochimiques, le climat, etc. Cette analyse permet de grouper des stations ayant des attributs semblables. Elle est généralement construite à partir de deux matrices de données, soit une matrice taxonomique et une matrice d'habitat, comportant chacune plusieurs variables. La méthode multivariée permet une utilisation optimale des bases de données biologiques, physiques et chimiques.

Les analyses les plus connues sont les indices de similarité (tels que Bray-Curtis, Jaccard et Euclidienne), les analyses de classification (telles que TWINSpan, UPGMA et SOM), les ordinations (telles que PCA, CA, RDA, CCA et DCA) et les analyses discriminantes (Sandin *et al.*, 2001; Kohonen, 1982).

Les modèles prédictifs sont aussi utilisés pour quantifier la santé des cours d'eau. Ces modèles sont bâtis à partir des données acquises dans des réseaux de stations de référence. Les systèmes les plus connus sont le River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS; Wright *et al.*, 2000; Royaume-Uni) et ses dérivés, l'Australian River Assessment Scheme (AusRivAS; Parsons et

Norris, 1996; Australie) et le Benthic Assessment of Sediment (BEAST; Reynoldson *et al.*, 1995 et Sylvestre, 2006; Canada). Ces modèles tentent de prédire l'occurrence de la faune benthique des cours d'eau en utilisant les variables physiques et chimiques. Une mesure de la qualité biologique de la station est obtenue en comparant la faune observée à celle de la station de référence (Sandin *et al.*, 2001; Norris et Hawkins, 2000).

5.3 Lien entre l'habitat et l'intégrité biologique

Puisque l'habitat est le premier élément structurant les communautés de macroinvertébrés benthiques, il est nécessaire de le décrire et d'en évaluer la qualité. Genin *et al.* (1997) mentionnent que le peuplement biologique d'un secteur de cours d'eau dépend d'abord des capacités naturelles de ce secteur et secondairement, des détériorations ayant pu modifier l'eau, substrat, etc. Il importe donc d'avoir une bonne connaissance du milieu et de la communauté de macroinvertébrés benthiques pour comprendre les liens les unissant.

La description générale de l'habitat, les résultats de l'évaluation de l'indice de qualité de l'habitat (IQH), l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) et la qualité de l'eau sont tous des éléments essentiels à l'interprétation des résultats obtenus grâce à l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques. Bien que sa caractérisation soit subjective, l'IQH a pour objectifs de déterminer si la rivière est apte à supporter la vie aquatique, de caractériser l'existence et la gravité de la dégradation de l'habitat et enfin, d'aider à déterminer les sources et les causes de la dégradation de l'habitat. Cet indice est également utilisé pour déterminer le degré de comparabilité entre les stations de référence et les stations testées. Cette comparabilité est basée sur l'hypothèse selon laquelle la qualité et la quantité de l'habitat physique disponible ont une influence directe sur les communautés biologiques. Ainsi, les différents paramètres mesurés à l'aide de l'IQH représentent des aspects de l'habitat influençant les communautés biologiques.

La figure 8 présente le lien entre l'habitat et la condition biologique (Barbour *et al.*, 1999). Cette figure illustre des aspects importants de cette relation. Le coin supérieur droit de la courbe représente une situation idéale affichant une qualité optimale de l'habitat et une bonne santé biologique. La condition de la communauté biologique diminue en proportion de la diminution de la qualité de l'habitat, et ce, jusqu'au coin inférieur gauche où la piètre qualité de l'habitat ne peut plus supporter la communauté biologique. Le coin supérieur gauche représente la condition biologique optimale qui n'est toutefois pas possible dans des habitats gravement dégradés. Enfin, le coin inférieur droit représente la situation où la dégradation de la condition biologique peut être attribuée à une autre cause que la qualité de l'habitat (Barbour *et al.*, 1999). Ainsi, lorsque l'IQH est comparable entre une station test et une station de référence, d'autres facteurs de perturbation doivent être considérés afin d'expliquer une faible intégrité biologique des macroinvertébrés benthiques à la station test.

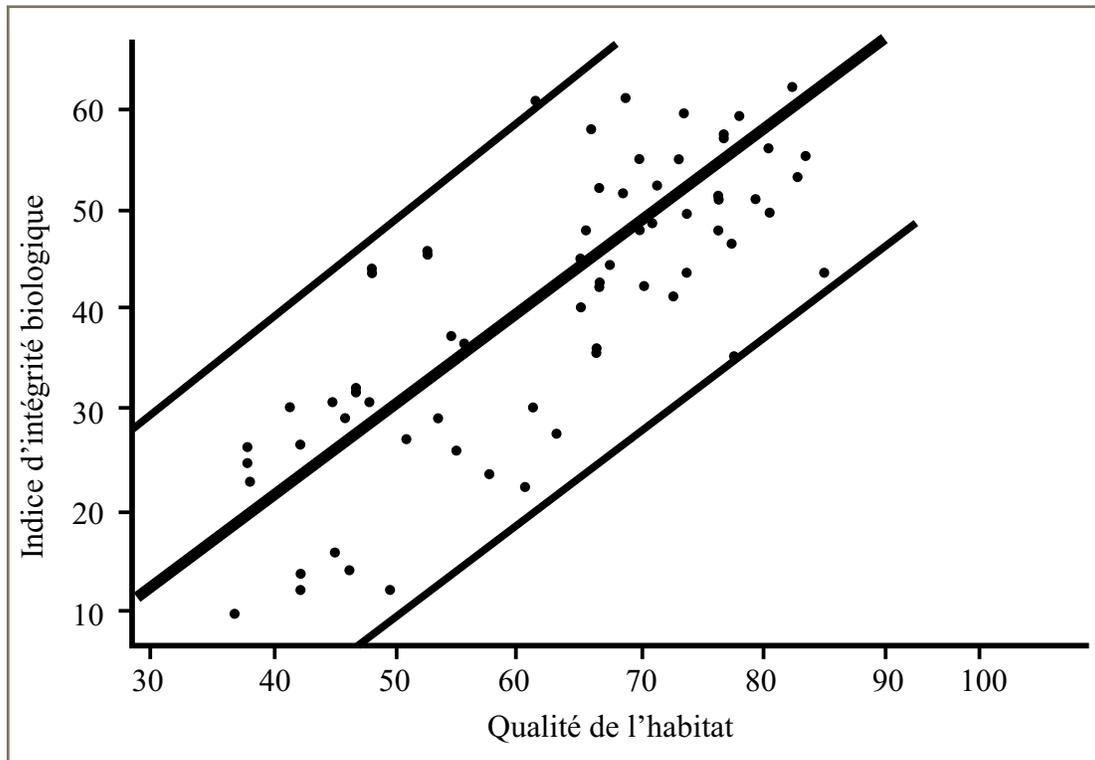


Figure 8 Relation entre la condition biologique et la qualité de l'habitat

Bibliographie

AQEM CONSORTIUM, 2002. *A Comprehensive Method to Assess European Streams Using Benthic Macroinvertebrates, Developed for the Purpose of the Water Framework Directive*, Manual for the Application of the AQEM System, février 2002, 88 p., 9 annexes, [En ligne], <http://www.aqem.de/mains/products.php>; AQEM manual (» download, zip/pdf, 4 mb), (Consulté le 6 décembre 2007).

BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER et J. B. STRIBLING, 1999. *Rapid Bioassessment Protocols for Use in Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*, 2^e édition, Washington, D.C., U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water, EPA841-B-99-002, 11 chapitres, 4 annexes, [<http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf>].

BODE, R. W., M. A. NOVAK, L. E. ABELE, D. L. HEITZMAN et A. J. SMITH, 2002. *Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State*, Albany (New York), Stream Biomonitoring Unit Bureau of Water Assessment and Management Division of Water, NYS Department of Environmental Conservation, 41 p. 13 annexes, [<http://www.dec.state.ny.us/website/dow/bwam/sbuqa02.pdf>].

BODE, R. W., M. A. NOVAK et L. E. ABELE, 1996. *Quality Assurance Work Plan for Biological Stream Monitoring in New York State*, Albany (New York), NYS Department of Environmental Conservation, 89 p.

BOWMAN, M. F. et K. M. SOMERS, 2005. « Considerations when using the reference condition approach for bioassessment of freshwater ecosystems », *Water Qual. Res. J. Can.*, vol. 40, p. 347-360.

CATON, L. W., 1991. « Improving subsampling methods for the EPA “Rapid Bioassessment” benthic protocols », *Bulletin of the North America Benthological Society*, vol. 8, n° 3, p. 317-319.

CRADDOCK, T., 2004. *WV Save Our Streams Monitoring Manual: Level Three*, WV Department of Environmental Protection, Division of Water and Waste Management, [http://www.wvdep.org/Docs/13627_WW_WVSOS_Level3_Manual.pdf].

CUMMINS, K. W., 1975. Macroinvertebrates, dans Withton, B.A. (eds), *River Ecology, Studies in Ecology volume 2*, Berkeley (Californie), University of California Press, p. 170-198.

DAJOZ, R., 1982. *Précis d'écologie*, 4^e édition, Paris, Bordas, 503 p.

ELY, E., 2005. « Macroinvertebrate Monitorina Panoramic View: The Volunteer Monitor Volunteer », *The National Newsletter of Volunteer Watershed Monitoring*, vol. 17, n° 2, été 2005, [<http://www.epa.gov/owow/monitoring/volunteer/newsletter/volmon17no2.pdf>].

ENVIRONNEMENT CANADA, 2002. *Guide pour l'étude du suivi des effets sur l'environnement aquatique par les mines de métaux*, Gatineau (Québec), Environnement Canada, Bureau national des ESEE, Institut national de recherche sur les eaux, ESEE/2002/1, juin 2002, pagination multiple.

FEIO, M. J., T. B. REYNOLDSON et M. A. S. GRAÇA, 2006. « The Influence of taxonomic level on the performance of a predictive model for water quality assessment », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 63, p. 367-376.

FLOTEMERSCH, J. E., J. B. STRIBLING et M. J. PAUL, 2006. *Concepts and Approaches for the Bioassessment of Non-Wadeable Streams and Rivers*, EPA 600-R-06-127, Cincinnati (Ohio), US Environmental Protection Agency.

GAGNON, E., et G. GANGBAZO, 2007. *Efficacité des bandes riveraines : analyse de la documentation scientifique et perspectives*, Québec, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction des politiques de l'eau, ISBN : 978-2-550-49213-9, 17 p., [<http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/fiches/bandes-riv.pdf>].

GENIN, B., C. CHAUVIN ET F. MENARD, 1997. *Cours d'eau et indices biologiques : pollution-méthodes*, IBGN, Dijon, ENESA-CNERTA, 202 p.

GOTELLI, N. J. et G. L. ENTSMINGER, 2006. *EcoSim: Null Models Software for Ecology*, version 7, Jericho, Acquired Intelligence Inc. & Kesey-Bear, VT 05465, [En ligne], <http://www.garyentsminger.com/ecosim/> (Consulté le 05 mai 2008).

GREEN, R. H., 1979. *Sampling Design and Statistical Methods for Environmental Biologists*, New York, John Wiley and Sons, 257 p.

HAUER F. R et V. H. RESH, 1996. Benthic macroinvertebrates, dans Hauer, F. R., et G. A. Lamberti (editor), *Methods in Stream Ecology*, Academic Press. ISBN : 0-12-332906-X, p. 339-369.

HÉBERT, S. et S. LÉGARÉ, 2000. *Suivi de la qualité des rivières et petits cours d'eau*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Envirodoq n° ENV-2001-0141, rapport n° QE-123, 24 p. et 3 annexes, [http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/rivieres/GuidecorrDernier.pdf].

HELLAWELL, J. M., 1986. *Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*, Londres, Elsevier, 546 p.

HILSENHOFF, W. L., 1988. « Rapid field assessment of organic pollution with a family-level biotic index », *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 7, n° 1, p. 65-68.

HILSENHOFF, W. L., 1987. « An improved biotic index of organic stream pollution », *Great Lakes Entomol*, vol. 20, p. 31-39.

HYNES, H. B. N., 1970. *The Ecology of Running Waters*, Toronto, University of Toronto, 555 p.

JONES, C., K. M. SOMERS, B. CRAIG et T. B. REYNOLDS, 2005. *Ontario Benthos Biomonitoring Network Protocol Manual*, Ontario, Ontario Ministry of Environment, [http://obbn.eman-rese.ca/PartnerPages/obbn/docs/english/OBBN_Protocol_Manual_V1-0_December_2005.pdf].

KARR, J. R. et D. R. DUDLEY, 1981. « Ecological Perspective on Water Quality Goals », *Environmental Management*, vol. 5, p. 55-68.

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, p. 502-28,

KLEMM, D. J., K. A. BLOCKSOM, W. T. THOENY, F. A. FULK, A. T. HERLIHY, P. R. KAUFMANN et S. M. CORMIER, 2002. « Methods development and use of macroinvertebrates as indicators of ecological conditions for streams in the mid-atlantic highlands region », *Environmental monitoring and assessment*, vol. 78, p. 169-212.

KLEMM, D. J., P. A. LEWIS, F. FULK et J. M. LAZORCHAK, 1990. *Macroinvertebrate Field and Laboratory Methods for Evaluating the Biological Integrity of Surface Waters*, Cincinnati (Ohio), U.S. Environmental Protection Agency, Office of Research and Development, Environmental monitoring systems laboratory, EPA/600/4-90/030, 256 p.

KOHONEN, T., 1982. « Self-organized formation of topologically correct feature maps », *Biol. Cybern*, vol. 43, p. 59-69

LEGENDRE, P. et L. LEGENDRE, 1998. *Numerical Ecology*, 2^e édition, Elsevier, 853 p.

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 n° EN 990561, 90 p., [En ligne], http://www.mddefp.gouv.qc.ca/biodiversite/aires_protegees/provinces (Consulté le 11 juin 2007).

MACKIE, G. L., 2001. *Applied Aquatic Ecosystem Concept*, Dubuque (Iowa), Kendall/Hunt Publishing Company, 744 p.

MAJOR, E. B., A. PRUSSIAN et D. RINELLA, 2000. *1999 Alaska Biological Monitoring and Water Quality Assessment Program Report*, Environment and Natural Resources Institute, University of Alaska, Anchorage (Alaska), rédigé pour le Alaska Department of Environmental Conservation, 37 p.

MALAVOI, J. R. et Y. SOUCHON, 2002. « Description standardisée des principaux faciès d'écoulement observables en rivière : clé de détermination qualitative et mesures physiques » *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, vol. 365-366, p. 357-372.

MALAVOI, J. R., 1989. « Typologie des faciès d'écoulement ou unités morphodynamiques des cours d'eau à haute énergie ». *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, vol. 315, p. 189-190.

MANDAVILLE, S. M., 2002. *Benthic Macroinvertebrates in Freshwaters – Taxa Tolerance Values, Metrics, and Protocols*, Halifax (Nova Scotia), Soil and Water Conservation Service of Metro Halifax, 47 p., 2 annexes, [<http://lakes.chebucto.org/H-1/tolerance.pdf>].

MARGALEF, R., 1958. « Information theory in ecology », *Gen.Syst.*, vol. 3, p. 36-71.

MAXTED, J. R., B. F. EVANS et M. R. SCARSBROOK, 2003. « Development of standard protocols for macroinvertebrate assessment of soft-bottomed streams in New Zealand ». *New Zealand J. Mar. Freshwater Res.*, vol. 37, n° 4, p. 793-807.

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).

MERRITT, R. W., K. W. CUMMINS et M. B. BERG, 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4^e édition, Dubuque (Iowa), Kendall/Hunt Publishing Company, 1 158 p.

MERRITT, R. W. et K. W. CUMMINS, 1996. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 3^e édition, Dubuque (Iowa), Kendall/Hunt Publishing Company, 862 p.

MOISAN, J., 2010. *Guide d'identification des principaux macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec, 2010 – Surveillance volontaire des cours d'eau peu profonds*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-58416-2 (version imprimée), 82 p. (incluant 1 ann.), [http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/macroinvertebre/guide.pdf].

MOISAN, J., et L. PELLETIER, 2011. *Protocole d'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble 2011*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, 39 p. ISBN 978-2-550-61166-0 (version PDF).

MOULTON II, S. T., J. G. KENNEN, R. M. GOLDSTEIN et J. A. HAMBROOK, 2002. *Revised Protocols for Sampling Algal, Invertebrate, and Fish Communities as Part of National Water-Quality Assessment Program*, Reston (Virginia), USGS Open-file-report 02-150, 75 p., [<http://water.usgs.gov/nawqa/protocols/OFR02-150/OFR02-150.pdf>].

NORRIS, R. H. et C. P. HAWKINS, 2000. « Monitoring river health », *Hydrobiologia* vol. 435, p. 5-17.

PARSONS, M. et R. H. NORRIS, 1996. « The effect of habitat-specific sampling on biological assessment of water quality using a predictive model ». *Freshwater Biol.*, vol. 36, p. 419-434

PLAFKIN, J. L., M. T. BARBOUR, K. D. PORTER, S. K. GROSS, et R. M. HUGHES, 1989.

Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers: benthic macroinvertebrates and fish, U.S. Environmental Protection Agency, Office of Water Regulations and Standards, Washington, D.C. EPA 440-4-89-001.

RESH, V. R., M. J. MYERS et M. J. HANNAFORD, 1996. Macroinvertebrates as biotic indicators of environmental quality, dans Hauer, F. R. et Lamberti, G. A. (ed.) *Methods in Stream Ecology*, Academic Press, ISBN: 0-12-332906-X., p. 647-665.

RESH, V. H., R. H. NORRIS et M. T. BARBOUR, 1995. « Design and implementation of rapid assessment approaches for water resource monitoring using benthic macroinvertebrates », *Aust. J. Ecol.*, vol. 20, p. 108-121.

REYNOLDSON, T. B., C. LOGAN, T. PASCOE et S. P. THOMPSON, 2003. *CABIN (Réseau Canadien de Biosurveillance Aquatique) – Manuel de Terrain et de Laboratoire de Biosurveillance d’Invertébrés*. Institut national de recherche sur les eaux, Environnement Canada, 49 p., [http://cabin.cciw.ca/Application/Downloads/cabin_protocol_f.doc].

REYNOLDSON, T. B., R. H. NORRIS, V. H. RESH, K. E. DAY et D. M. ROSENBERG, 1997. « The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates ». *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 16, n° 4, p. 833-852.

REYNOLDSON, T. B., R. C. BAILEY, K. E. DAY et R. H. NORRIS, 1995. « Biological guidelines for freshwater sediment based on Benthic Assessment of Sediment (BEAST) using a multivariate approach for predicting biological state », dans *Aus. J. Ecol.*, vol. 20, p. 198-219.

ROSENBERG, D. M., T. B. REYNOLDSON et V. H. RESH, 1999. *Establishing Reference Conditions for Benthic Invertebrate Monitoring in the Fraser River Catchment*, Vancouver (Colombie-Britannique), DOE-FRAP 1998-32, Environnement Canada, 116 p., 3 annexes, [<http://www.rem.sfu.ca/FRAP/9832.pdf>].

ROTH, N. E., M. T. SOUTHERLAND, J. C. CHAILLOU, J. H. VOLSTAD, S. B. WEISBERG, H. T. WILSON, D. G. HEIMBUCH et J. C. SEIBEL, 1997. *Maryland Biological Stream Survey: Ecological Status of Non-Tidal Streams in Six Basins Sampled in 1995*, rédigé par Versar, Inc., Columbia, MD, and Coastal Environmental Services, Linthicum, MD for Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment Division, CBWP-MANTA-EA-97-2 295 p. et 8 annexes, [<http://dnr.maryland.gov/streams/pubs/ea-99-6.pdf>].

SAINT-JACQUES N. et Y. RICHARD, 1998. « Développement d’un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l’intégrité biotique du milieu aquatique », dans Ministère de l’Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l’état de l’écosystème aquatique – 1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq n° EN980022, p. 6.1-6.41.

SANDIN, L., D. HERING, A. BUFFAGNI, A. LORENZ, O. MOOG, P. ROLAUFFS et I.

STUBAUER, 2001. *The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers Throughout Europe Using Benthic Macroinvertebrates*, 3rd Deliverable, *Experiences with Different Stream Assessment Methods and Outlines of an Integrated Method for Assessing Streams Using Benthic Macroinvertebrates*, Allemagne, EVK1-CT1999-00027, AQEM.

SMITH, D. G., 2001. *Pennak's Freshwater Invertebrates of the United States: Porifera to Crustacean*, 4^e édition, New York, John Wiley & Sons, Inc., 648 p.

STARK, J. D., I. K. G. BOOTHROYD, J. S. HARDING, J. R. MAXTED et M. R. SCARSBROOK, 2001. *Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams*, New Zealand macroinvertebrate working group, report no. 1, rédigé pour le Ministry for the Environment, Sustainable management fund project no. 5103, 57 p., [<http://www.freshwater.rsnz.org/ProtocolsManual2.pdf>].

STRAHLER, A. N., 1957. « Quantitative analysis of watershed geomorphology ». *American Geophysical Union Transactions*, vol. 38, p. 913-920.

STRIBLING, J. B., B. K. JESSUP, J. S. WHITE et D. BOWARD, 1998. *Development of a benthic index of biotic integrity for Maryland stream*, Maryland Department of Natural Resources, [http://www.dnr.state.md.us/streams/pubs/1998_benthic_ibi.pdf].

SYLVESTRE, S., 2006. *Invertebrate biomonitoring field and laboratory manual for running water habitats*, CABIN (Canadian Aquatic Biomonitoring Network), Environnement Canada, édition révisée de CABIN invertebrate biomonitoring field and laboratory manual by T. B. Reynoldson, C. Logan, T. Pascoe et S. P. Thompson (National Water Research Institute, Environment Canada, 2001), [<http://www.waterquality.ec.gc.ca/web/Environment~Canada/Water~Quality~Web/assets/PDFs/Biomonitoring/CABIN%20Protocols%202006.pdf>].

TETRA TECH INC., 2000. *A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams*, U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division et U.S EPA Office of Science and Technology, Office of Water [http://www.wvdep.org/Docs/536_WV-Index.pdf].

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 2002. *Biological Assessments and Criteria: Crucial Components of Water Quality Programs*, United States Environmental Protection Agency, EPA 822-F-02-006, été 2002, [<http://www.epa.gov/ost/biocriteria/technical/brochure.pdf>].

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1997. *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 p. avec annexes. [http://www.krisweb.com/kriskootenai/krisdb/html/krisweb/biblio/gen_usepa_xxxx_1997_macrohabitatassmnt.pdf].

UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (U.S. EPA), 1996.

Biological Criteria: Technical Guidance for Streams and Small Rivers, Revised Edition, Washington D.C., United States Environmental Protection Agency, EPA/822/B-96/001, [En ligne], <http://www.epa.gov/bioindicators/html/bioltech.html> (Consulté le 6 mai 2007).

VANNOTE, R. L., G. W. MINSHALL, K. W. CUMMINS, J. R. SEDELL et C. E. CUSHING, 1980. « The river continuum concept », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, vol. 37, p. 130-137.

VERMONT AGENCY OF NATURAL RESOURCES, 2006. *Vermont Stream Geomorphic Assessment*, Phase 2 Handbook, Rapid Stream Assessment, Field protocols, [http://www.anr.state.vt.us/dec/waterq/rivers/docs/assessmenthandbooks/rv_weblinkpgphase2.pdf].

WALSH, C. J., 1997. “A multivariate method for determining optimal subsample size in the analysis of macroinvertebrate samples”, (abstract), *Marine and Freshwater Research*, vol. 48, no 3, p. 241-248.

VINSON, M. R et C. P. HAWKINS, 1996. « Effects of sampling area and subsampling procedure on comparisons of taxa richness among streams », *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 15, n° 3, p. 392-399.

WASHINGTON, H. G., 1984. « Diversity, biotic, and similarity indices: a review with special relevance to aquatic ecosystems », *Water Research*, vol. 18, n° 6, p. 653-694.

WATER FRAMEWORK DIRECTIVE (WFD), 2003. *Overall Approach to the Classification of Ecological Status and Ecological Potential*, Water Framework Directive Common Implementation Strategy Working Group 2, A Ecological Status (ECOSTAT), 28 p. et 2 annexes, [<http://cwss.www.de/workshops/wfd/Ecological-Classification-Guidance.pdf>].

WRIGHT, J. F., D. W. SUTCLIFFE et M. T. FURSE, 2000. *Assessing the Biological Quality of Freshwaters: RIVPACS and Similar Techniques*, Ambleside (United Kingdom), Freshwater Biological Association.

Annexe 1 : Liste des principaux bassins versants et des régions hydrographiques

Nom	Région hydrographique
Anglais, aux	Saint-Laurent nord-est (07)
Assomption, L'	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Batiscan	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Bayonne	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Bécancour	Saint-Laurent sud-est (02)
Bédard	Saguenay et lac Saint-Jean (06)
Bonaventure	Baie des Chaleurs et Percé (01)
Bourlamaque	Baies de Hannah et de Rupert (08)
Boyer	Saint-Laurent sud-est (02)
Cascapédia	Baie des Chaleurs et Percé (01)
Chaloupe, la	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Châteauguay	Saint-Laurent sud-ouest (03)
Chaudière	Saint-Laurent sud-est (02)
Coulonge	Outaouais et Montréal (04)
Escoumins, des	Saint-Laurent nord-est (07)
Etchemin	Saint-Laurent sud-est (02)
Fouquette	Saint-Laurent sud-est (02)
Gatineau	Outaouais et Montréal (04)
Harricana	Baies de Hannah et de Rupert (08)
Jacques-Cartier	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Kamouraska	Saint-Laurent sud-est (02)
Kinojévis	Outaouais et Montréal (04)
Lièvre, du	Outaouais et Montréal (04)
Loup, du	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Loup, du	Saint-Laurent sud-est (02)
Madawaska	Baie des Chaleurs et Percé (01)
Malbaie	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Manicouagan	Saint-Laurent nord-est (07)
Mars, à	Saguenay et lac Saint-Jean (06)

Nom	Région hydrographique
Mascouche	Outaouais et Montréal (04)
Maskinongé	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Matane	Saint-Laurent sud-est (02)
Matapédia	Baie des Chaleurs et Percé (01)
Mille Îles, des	Outaouais et Montréal (04)
Missisquoi, baie	Saint-Laurent sud-ouest (03)
Mitis	Saint-Laurent sud-est (02)
Moisie	Saint-Laurent nord-est (07)
Montmorency	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Moulin, du	Saguenay et lac Saint-Jean (06)
Nicolet	Saint-Laurent sud-ouest (03)
Nord, du	Outaouais et Montréal (04)
Nouvelle	Baie des Chaleurs et Percé (01)
Outaouais, des	Outaouais et Montréal (04)
Outardes, aux	Saint-Laurent nord-est (07)
Prairies, des	Outaouais et Montréal (04)
Richelieu	Saint-Laurent sud-ouest (03)
Rimouski	Saint-Laurent sud-est (02)
Rouge	Outaouais et Montréal (04)
Saguenay	Saguenay et lac Saint-Jean (06)
Saint-Charles	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Saint-François	Saint-Laurent sud-ouest (03)
Saint-Maurice	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Sainte-Anne	Saint-Laurent nord-ouest (05)
Sainte-Anne	Saint-Laurent sud-est (02)
Sud, du	Saint-Laurent sud-est (02)
Ticouapé	Saguenay et lac Saint-Jean (06)
Yamaska	Saint-Laurent sud-ouest (03)
York	Saint-Laurent sud-est (02)

Tiré du site Internet du MDDEFP <http://www.mddefp.gouv.qc.ca/eau/bassinversant/bassins/index.htm>

Annexe 2 Indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

L'indice de qualité de la bande riveraine sert à évaluer la condition écologique du milieu riverain. Il est construit à partir de neuf composantes qui ont été pondérées selon leur potentiel à remplir les fonctions écologiques en regard de la protection des écosystèmes aquatiques.

Composantes

Pourcentage de recouvrement par les arbres – La présence d'une strate arborescente diversifie les habitats aquatiques et terrestres et offre des conditions naturelles et favorables au maintien de la qualité de l'habitat. Une diminution du pourcentage indique généralement une augmentation de l'instabilité du milieu riverain et une diminution de sa capacité à maintenir ses qualités.

Pourcentage de recouvrement par les arbustes – La présence de la strate arbustive indique un milieu généralement naturel. Toutefois, les arbustes sont légèrement moins efficaces que les arbres pour fournir des abris, régulariser la température et la productivité naturelle des cours d'eau.

Pourcentage de recouvrement par les plantes herbacées naturelles – Bien qu'on les trouve en milieux naturels, les plantes herbacées sont généralement moins efficaces que les arbres et les arbustes pour préserver la stabilité et la complexité des habitats riverains. Le gazon n'est pas une plante herbacée dite naturelle.

Pourcentage de recouvrement par les cultures – Les pratiques agricoles augmentent la charge de nutriments et de contaminants causée par l'application fréquente de fertilisants et de pesticides. Une augmentation du pourcentage de recouvrement des rives par les cultures peut provoquer une dégradation marquée des habitats terrestres et aquatiques ainsi que de la qualité de l'eau.

Pourcentage de recouvrement par le sol nu – Les sols dépouillés de couvert végétal sont sujets à l'effet néfaste de l'érosion et peuvent provoquer une sédimentation excessive des cours d'eau. Tout comme les cultures, leur présence indique un milieu riverain sujet à la dégradation.

Pourcentage de recouvrement par les fourrages, les pâturages et les pelouses – Une augmentation de la fréquence de friches et de pâturages sur les rives peut entraîner le colmatage des cours d'eau causé par le piétinement parfois excessif des berges par le bétail. Cela peut menacer la faune des milieux aquatiques.

Pourcentage de recouvrement par des structures artificielles – La présence d'infrastructures d'origine humaine est habituellement un signe de destruction des habitats naturels et de leur dégradation.

Pourcentage de recouvrement par les coupes forestières (récentes) – Le couvert forestier des bandes riveraines réduit la quantité de radiation solaire entrant dans les cours d'eau et, par conséquent, minimise les changements de température. Son absence provoque une augmentation de la température des cours d'eau et celle de la nappe phréatique ainsi qu'une diminution de l'oxygène dissous.

Pourcentage de recouvrement des roches ou du roc (socle rocheux) – La présence de socle rocheux assure seulement la stabilité des berges et ne peut remplir d'autres fonctions écologiques.

Détermination de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR)

L'IQBR se calcule comme suit :

$$IQBR = [\sum (\%_i \times P_i)] / 10$$

- **i** = nième composante (ex. : forêt, arbustaie, etc.)
- **%_i** = pourcentage du secteur couvert par la nième composante
- **P_i** = facteur de pondération de la nième composante

$$IQBR = ((\% \text{ forêt} * 10) + (\% \text{ arbustaie} * 8,2) + (\% \text{ herbacée naturelle} * 5,8) + (\% \text{ coupe forestière} * 4,3) + (\% \text{ friche_fourrage_pâturage_pelouse} * 3) + (\% \text{ culture} * 1,9) + (\% \text{ sol nu} * 1,7) + (\% \text{ socle rocheux} * 3,8) + (\% \text{ infrastructure} * 1,9)) / 10$$

Tiré de : http://www.mddfp.gouv.qc.ca/eau/eco_aqua/IQBR/protocole.htm

Fonctions écologiques	Forêt	Arbustaie	Herbaciaie	Coupe forestière	Friche et pâturage	Culture	Sol nu	Socle rocheux	Infrastructure
Facteur de pondération	10	8,2	5,8	4,3	3,0	1,9	1,7	3,8	1,9

Tiré de Saint-Jacques et Richard, 1996

Annexe 3 Feuille de nombres aléatoires à 24 numéros

Instructions

Pour sélectionner les nombres aléatoires, il suffit de suivre une colonne et de prendre les chiffres les uns à la suite des autres en allant de haut en bas ou de bas en haut

1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
6	16	15	4	7	7	23	21	16	7
18	20	18	10	8	1	18	2	2	19
13	4	2	11	3	14	19	15	19	17
19	2	17	17	16	19	12	5	15	12
1	9	6	14	10	11	5	12	3	21
9	11	13	1	11	20	17	7	21	15
8	23	3	7	4	16	22	19	22	18
11	3	4	16	17	12	24	6	24	23
23	8	20	12	15	17	10	3	23	13
24	21	5	18	13	5	1	18	17	1
3	7	8	13	20	18	14	13	9	10
14	5	11	23	12	13	6	4	18	3
2	14	12	21	23	10	3	8	12	8
17	1	22	5	6	24	13	23	14	5
15	22	19	8	19	22	9	16	5	2
16	19	21	19	14	3	15	17	8	16
20	10	10	15	21	6	20	14	1	4
12	17	24	3	2	9	8	11	13	22
7	18	1	2	9	4	4	24	20	9
4	12	16	24	22	23	7	10	4	11
21	13	23	22	18	8	11	1	7	6
10	15	14	20	5	2	21	22	11	14
5	24	7	9	1	21	16	20	6	24
22	6	9	6	24	15	2	9	10	20

Annexe 4 Fiche d'identification et de dénombrement – Niveau 1

Bassin prioritaire :	Cours d'eau :	Station :	% de l'éch. trié :
Taxon	Identification visée	Nombre	
Éphéméroptère	Baetiscidae		
Éphéméroptère	Groupe 1.1 (Ephemeridae, Polymitarcyidae)		
Éphéméroptère	Potamanthidae		
Éphéméroptère	Ephemerellidae		
Éphéméroptère	Leptophlebiidae		
Éphéméroptère	Caenidae		
Éphéméroptère	Tricorythidae		
Éphéméroptère	Heptageniidae		
Éphéméroptère	Isonychiidae- <i>Isonychia</i>		
Éphéméroptère	Groupe 1.2 (Ameletidae, Baetidae, Siphonuridae, Metretopodidae)		
Éphéméroptère	Éphéméroptère non-identifié		
Trichoptère	Hydropsychidae		
Trichoptère	Hydroptilidae		
Trichoptère	Helicopsychidae		
Trichoptère	Rhyacophilidae		
Trichoptère	Groupe 2.1 (Philopotamidae, Polycentropodidae, Psychomyiidae, Dipseudopsidae)		
Trichoptère	Goeridae		
Trichoptère	Leptoceridae		
Trichoptère	Molannidae		
Trichoptère	Groupe 2.2 (Limnephilidae, Apataniidae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Odontoceridae, Uenoidae)		
Trichoptère	Phryganeidae		
Trichoptère	Glossosomatidae		
Trichoptère	Trichoptère non-identifié		
Plécoptère	Peltoperlidae		
Plécoptère	Pteronarcyidae		
Plécoptère	Perlidae		
Plécoptère	Groupe 3.1 (Capniidae, Chloroperlidae, Leuctridae, Nemouridae, Taeniopterygidae, Perlodidae)		
Plécoptère	Plécoptère non-identifié		
Hémiptère	Corixidae		
Hémiptère	Notonectidae		
Hémiptère	Nepidae		
Hémiptère	Naucoridae		
Hémiptère	Belostomatidae		
Hémiptère	Pleidae		
Hémiptère	Géromorphe (Hydrometridae, Mesoveliidae, Veliidae, Gerridae, Saldidae)	En présence seulement Ne pas dénombrer	
Hémiptère	Hémiptère non-identifié		
Mégaloptère	Sialidae – <i>Sialis</i>		
Mégaloptère	Corydalidae		
Mégaloptère	Mégaloptère non-identifié		
Coléoptère (larve)	Psephenidae		
Coléoptère (larve)	Elmidae, Lutrochidae – <i>Lutrochus</i>		
Coléoptère (larve)	Haliplidae		

Taxon	Identification visée	Nombre
Coléoptère (larve)	Gyrinidae	
Coléoptère (larve)	Dytiscidae	
Coléoptère (larve)	Hydrophiloidea (Hydrophilidae, Hydrochidae, Helophoridae)	
Coléoptère (larve)	Coléoptère (larve) non-identifié	
Coléoptère (adulte)	Haliplidae	
Coléoptère (adulte)	Gyrinidae	
Coléoptère (adulte)	Curculionidae	
Coléoptère (adulte)	Groupe 4.1 (Hydrophilidae, Dytiscidae, Noteridae)	
Coléoptère (adulte)	Groupe 4.2 (Elmidae, Dryopidae, Helophoridae, Hydrochidae)	
Coléoptère (adulte)	Coléoptère (adulte) non-identifié	
Lépidoptère		
Odonate	Zygotère	
Odonate	Anisoptère	
Odonate	Odonate non-identifié	
Diptère	Chironomidae	
Diptère	Ceratopogonidae	
Diptère	Simuliidae	
Diptère	Groupe 5.1 (Culicidae, Chaoboridae)	
Diptère	Tipulidae (en partie)	
Diptère	Groupe 5.2 (Empididae, Athericidae – <i>Atherix</i>)	
Diptère	Diptère non-identifié	
Tardigrade	Tardigrade	
Hydracarien	Hydracarien	
Planaire	Planaire	
Némerte	Némerte	
Nématode	Nématode	
Oligochète	Oligochète	
Sangsue	Sangsue	
Isopode	Isopode	
Amphipode	Amphipode	
Décapode	Décapode	
Ostracode	Ostracode	
Cladocère	Cladocère	
Copépode	Copépode	
Bivalve	Sphaeriidae	
Bivalve	Dreissenidae (Moule zébrée ou quagga)	
Bivalve	Unionide (Margaritiferidae, Unionidae)	
Gastéropode sans opercule	Planorbidae	
Gastéropode sans opercule	Lymnaeidae	
Gastéropode sans opercule	Physidae	
Gastéropode sans opercule	Ancylidae	
Gastéropode avec opercule	(Pleuroceridae, Hydrobiidae, Viviparidae, Bithyniidae, Valvatidae)	
Macroinvertébré non-identifié		

Annexe 5 Cotes de tolérance adaptées selon l'identification à la famille, niveau 2

Code	Phylum	Classe	Ordre	Famille	Tolérance
Ameletidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ameletidae	0
Baetidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetidae	4
Baetiscidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Baetiscidae	3
Caenidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Caenidae	7
Ephemerellidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ephemerellidae	1
Ephemeridae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Ephemeridae	4
Heptageniidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Heptageniidae	4
Arthropleidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Arthropleidae	5
Isonychiidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Isonychiidae	2
Leptophlebiidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptophlebiidae	2
Metretopodidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Metretopodidae	2
Oligoneuriidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Oligoneuriidae	2
Potamanthidae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Potamanthidae	4
Siphonuridae	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Siphonuridae	7
Leptohiphidae (=Tricorythidae)	Arthropoda	Insecta	Ephemeroptera	Leptohiphidae (=Tricorythidae)	4
Apataniidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Apataniidae	3
Brachycentridae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Brachycentridae	1
Dipseudopsidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Dipseudopsidae	5
Glossosomatidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Glossosomatidae	0
Goeridae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Goeridae	3
Helicopsychidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Helicopsychidae	3
Hydropsychidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydropsychidae	4
Hydroptilidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Hydroptilidae	4
Lepidostomatidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Lepidostomatidae	1
Leptoceridae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Leptoceridae	4
Limnephilidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Limnephilidae	4
Uenoidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Uenoidae	3
Molannidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Molannidae	6
Odontoceridae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Odontoceridae	0
Philopotamidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Philopotamidae	3
Phryganeidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Phryganeidae	4
Polycentropodidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Polycentropodidae	6
Psychomyiidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Psychomyiidae	2
Rhyacophilidae	Arthropoda	Insecta	Trichoptera	Rhyacophilidae	0
Capniidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Capniidae	1
Chloroperlidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Chloroperlidae	1
Leuctridae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Leuctridae	0
Nemouridae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Nemouridae	2
Peltoperlidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Peltoperlidae	0
Perlidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlidae	1
Perlodidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Perlodidae	2
Pteronarcyidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Pteronarcyidae	0
Taeniopterygidae	Arthropoda	Insecta	Plecoptera	Taeniopterygidae	2
Athericidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Athericidae	2
Blephariceridae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Blephariceridae	0

Code	Phylum	Classe	Ordre	Famille	Tolérance
Chaoridae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Chaoboridae	8
Ceradae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Ceratopogonidae	6
Chiridae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Chironomidae	8
Culidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Culicidae	8
Dixidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Dixidae	1
Dolidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Dolichopodidae	4
Empidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Empididae	6
Ephyidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Ephydriidae	6
Muscidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Muscidae	6
Phoridae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Phoridae	4
Nymidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Nymphomyiidae	4
Psycidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Psychodidae	10
Scioidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Sciomyzidae	4
Scatidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Scathophagidae	6
Simulidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Simuliidae	6
Stradae	Arthropoda	Insecte	Diptère	Stratiomyidae	7
Syrpidae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Syrphidae	10
Tabadae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Tabanidae	6
Tipudae	Arthropoda	Insecta	Diptera	Tipulidae	3
Caradae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Carabidae	4
Chryidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Chrysomelidae	4
Curcidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Curculionidae	5
Dryodae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dryopidae	5
Dytidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Dytiscidae	5
Elmidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Elmidae	4
Gyridae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Gyrinidae	4
Halidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Haliplidae	5
Heteroc	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Heteroceridae	
Hydraen	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydraenidae	
Hydrdae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Hydrophilidae	5
Lampyidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Lampyridae	
Psepidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Psephenidae	4
Scirtid	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Scirtidae	5
Stapidae	Arthropoda	Insecta	Coleoptera	Staphylinidae	
Aeshidae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Aeshnidae	3
Cordidae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Cordulegastridae	3
Colidae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Corduliidae	5
Gompidae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Gomphidae	4
Libidae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Libellulidae	9
Macridae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Macromiidae	3
Calodae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Calopterygidae	5
Coendae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Coenagrionidae	9
Lestidae	Arthropoda	Insecta	Odonata	Lestidae	6
Belodae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Belostomatidae	
Coridae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Corixidae	5
Gerridae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Gerridae	
Herbiae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Hebridae	

Code	Phylum	Classe	Ordre	Famille	Tolérance
Mesodae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Mesoveliidae	
Nepidae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Nepidae	
Notodae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Notonectidae	
Pleidae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Pleidae	
Saldidae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Saldidae	
Velidae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Veliidae	
Naucidae	Arthropoda	Insecta	Hemiptera	Naucoridae	5
Lepidop	Arthropoda	Insecta	Lepidoptera		5
Sisydae	Arthropoda	Insecta	Neuroptera	Sisyridae	5
Corydae	Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Corydalidae	4
Sialidae	Arthropoda	Insecta	Megaloptera	Sialidae	4
Crandae	Arthropoda	Crustacea*	Amphipoda	Crangonyctidae	6
Gammidae	Arthropoda	Crustacea*	Amphipoda	Gammaridae	4
Hausdae	Arthropoda	Crustacea*	Amphipoda	Haustauridae	
Hyalidae	Arthropoda	Crustacea*	Amphipoda	Hyalellidae	8
Talidae	Arthropoda	Crustacea*	Amphipoda	Talitridae	8
Cladoce	Arthropoda	Crustacea*	Cladocera		8
Copepoda	Arthropoda	Crustacea*	Copepoda**		8
Cambdae	Arthropoda	Crustacea*	Decapoda	Cambaridae	6
Asellidae	Arthropoda	Crustacea*	Isopoda	Asellidae	8
Ostracod	Arthropoda	Crustacea*	Ostracoda**		8
Acari	Arthropoda	Arachnida	Acari**		6
Dreidae	Mollusca	Pelecypoda	Veneroida	Dreissenidae	8
Sphadae	Mollusca	Pelecypoda	Veneroida	Sphaeriidae	6
Margdae	Mollusca	Pelecypoda	Unionoida	Margaritiferidae	
Uniodae	Mollusca	Pelecypoda	Unionoida	Unionidae	6
Ancyidae	Mollusca	Gastropoda	Pulmonata**	Ancylidae	6
Lymndae	Mollusca	Gastropoda	Pulmonata**	Lymnaeidae	6
Physidae	Mollusca	Gastropoda	Pulmonata**	Physidae	8
Plabdae	Mollusca	Gastropoda	Pulmonata**	Planorbidae	6
Bithidae	Mollusca	Gastropoda	Prosobranchia**	Bithyniidae	8
Hybidae	Mollusca	Gastropoda	Prosobranchia**	Hydrobiidae	8
Pleudae	Mollusca	Gastropoda	Prosobranchia**	Pleuroceridae	6
Valvdae	Mollusca	Gastropoda	Prosobranchia**	Valvatidae	8
Vividae	Mollusca	Gastropoda	Prosobranchia**	Viviparidae	6
Hirunea	Annelida	Clitellata Clitellata	Hirudinea		8
Oligoch	Annelida		Oligochaeta		8
Polycha	Annelida	Polychaeta	-		6
Nematod	Nematoda	-	-		5
Nemerte	Nemertea	-	-		6
Platyhe	Platyhelminthes	-	-		6
Hydrozo	Cnidaria	Hydrozoa	-		5
Porifera	Porifera	-	-		
Tardigr	Tardigrada	-	-	Tardigrada	
Bryozoa	Ectoprocta				

* sous-phylum

** sous-classe

Les cotes de tolérance sont tirées de Hilsenhoff (1988) et complétées au besoin par Bode et al. (2002) et Bode et al. (1996)

Annexe 6 Feuille de calcul de l'indice de santé du benthos, niveau – ① Volontaire

	NOMBRE TOTAL (x _i)	FAMILLE (Taxon)	TOLÉRANCE (t _i)	FORMULE FBIv
ÉPHÉMÉROPTÈRES (E)				
Baetiscidae			3	x _i t _i
Groupe 1.1			4	x _i t _i
Potamanthidae			4	x _i t _i
Ephemerellidae			1	x _i t _i
Leptophlebiidae			2	x _i t _i
Caenidae			7	x _i t _i
Tricorythidae*			4	x _i t _i
Heptageniidae			4	x _i t _i
Isonychiidae – <i>Isonychia</i>			2	x _i t _i
Groupe 1.2			3*	x _i t _i
Éphéméroptère non identifié			3*	x _i t _i
PLÉCOPTÈRES (P)				
Peltoperlidae			0	x _i t _i
Pteronarcyidae			0	x _i t _i
Perlidae			1	x _i t _i
Groupe 3.1			1*	x _i t _i
Plécoptère non identifié			1	x _i t _i
TRICHOPTÈRES (T)				
Hydropsychidae			4	x _i t _i
Hydroptilidae			4	x _i t _i
Helicopsychidae			3	x _i t _i
Rhyacophilidae			0	x _i t _i
Groupe 2.1			4*	x _i t _i
Goeridae			3	x _i t _i
Leptoceridae			4	x _i t _i
Molannidae			6	x _i t _i
Groupe 2.2			2*	x _i t _i
Phryganeidae			4	x _i t _i
Glossosomatidae			0	x _i t _i
Trichoptère non identifié			3	x _i t _i
MÉGALOPTÈRES				
Sialidae – <i>Sialis</i>			4	x _i t _i
Corydalidae			4	x _i t _i
Mégaloptère non identifié			4	x _i t _i
COLÉOPTÈRES LARVES				
Psephenidae			4	x _i t _i
Elmidae, Lutrochidae – <i>Lutrochus</i>			4	x _i t _i
Halplidae			5	x _i t _i
Gyrinidae			4	x _i t _i
Dytiscidae			5	x _i t _i
Hydrophiloidea			5	x _i t _i
Coléoptère (larve) non identifié			5	x _i t _i
COLÉOPTÈRES ADULTES				
Halplidae			5	x _i t _i
Gyrinidae			4	x _i t _i
Curculionidae			5	x _i t _i
Groupe 4.1			5*	x _i t _i
Groupe 4.2			5*	x _i t _i
Coléoptère (adulte) non identifié			5	x _i t _i
ODONATES				
Zygoptère			7*	x _i t _i
Anisoptère			5	x _i t _i
Odonate non identifié			5	x _i t _i
HÉMIPTÈRES				
Corixidae			5	x _i t _i
Notonectidae			-	-
Nepidae			-	-
Naucoridae			-	-
Belostomatidae			-	-
Pleidae			-	-
Gerromorphe	p/a		-	-
Hémiptère non identifié			-	-

	NOMBRE TOTAL (x _i)	FAMILLE (Taxon)	TOLÉRANCE (t _i)	FORMULE FBI _v
DIPTÈRES				
Chironomidae			8	x _i t _i
Ceratopogonidae			6	x _i t _i
Simuliidae			6	x _i t _i
Groupe 5.1			8	x _i t _i
Tipulidae (en partie)			3	x _i t _i
Groupe 5.2			5	x _i t _i
Diptère non identifié			5	
BIVALVES				
Sphaeriidae			6	x _i t _i
Dreissenidae			8	x _i t _i
Unionide			6	x _i t _i
GASTÉROPODES				
Planorbidae			6	x _i t _i
Lymnaeidae			6	x _i t _i
Physidae			8	x _i t _i
Ancylidae			6	x _i t _i
Prosobranche (avec opercule)			7*	x _i t _i
CRUSTACÉS				
Isopode			8	x _i t _i
Amphipode			7	x _i t _i
Décapode			6	x _i t _i
Ostracode			8	x _i t _i
Cladocère			8	x _i t _i
Copépode			8	x _i t _i
AUTRES GROUPES				
Tartigrade			-	
Hydracarien			6	x _i t _i
Planaire			6	x _i t _i
Lépidoptère			5	x _i t _i
Némerte			6	x _i t _i
Nématode			5	x _i t _i
Oligochète			8	x _i t _i
Sangue			8	x _i t _i
Macroinvertébré non identifié			-	
Abondance totale (n)				$\sum x_i t_i / n$

Variable de l'indice	Calcul de la variable (X)	Formule de standardisation
Nombre total de taxons	\sum nombre de taxons	$(X \div 22) \times 100$
Nombre de taxons EPT	\sum nombre de taxons EPT	$(X \div 13) \times 100$
% d'EPT sans Hydropsychidae	abondance des EPT sans H / abondance totale*100	$(X \div 72,6) \times 100$
% de Chironomidae	abondance des Chironomidae / abondance totale*100	$[(100 - X) \div (100 - 4,1)] \times 100$
% des deux taxons dominants	abondance du taxon dominant / abondance totale*100	$[(100 - X) \div (100 - 32,7)] \times 100$
FBI _v (voir p. 62)	$\sum x_i t_i / n$	$[(10 - X) \div (10 - 3,03)] \times 100$
Indice de santé du benthos – Niveau 1 Volontaire (ISB_{vol} ou ISB_{SurVol})	moyenne des valeurs des six variables	
CONSIGNE		
N.B. Dans la colonne "Famille" inscrivez 1 si présent et rien si absent.		

Les cotes de tolérance sont tirées de Hilsenhoff (1988) et complétées au besoin par Bode *et al.* (2002) et Bode *et al.* (1996).

* cote de tolérance provisoire

Pour tout renseignement, vous pouvez communiquer avec le Centre d'information du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs :

Téléphone : 418 521-3820
1 800 561-1616 (sans frais)

Télécopieur : 418 646-5974

Courriel : info@mddefp.gouv.qc.ca

Internet : www.mddefp.gouv.qc.ca



**Développement durable,
Environnement,
Faune et Parcs**

Québec 