

Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole

Cours d'eau peu profonds à substrat meuble



Photos de la page couverture (Julie Moisan, MDDEFP) :

- ◇ Photo du haut : rivière aux Vaches, bassin versant de la rivière Saint-François
- ◇ Photos en médaillon : éphéméroptère, coléoptère, diptère – Chironomidae
- ◇ Photo du bas : ruisseau Saint-Esprit, bassin versant de la rivière L'Assomption

Référence à citer :

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT, DE LA FAUNE ET DES PARCS (MDDEFP), 2012. *Élaboration d'un indice d'intégrité biotique basé sur les macroinvertébrés benthiques et mise en application en milieu agricole – Cours d'eau peu profonds à substrat meuble*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN 978-2-550-65630-2 (PDF), 62 p. (incluant 10 annexes).

Mots clés :

indice, intégrité biotique, intégrité biologique, macroinvertébrés benthiques, benthos, ISB_m, IQH_m, IQBR, habitat, santé, cours d'eau, rivière, ruisseau, substrat meuble, agriculture, milieu agricole, Québec, basses-terres du Saint-Laurent

Ce document peut être consulté sur le site Internet du ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs à l'adresse www.mddefp.gouv.qc.ca.

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2012
ISBN 978-2-550-65630-2 (PDF)

© **Gouvernement du Québec, 2012**

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Rédaction

Julie Moisan, spécialiste en sciences physiques¹
Lyne Pelletier, biologiste, M. Sc. de l'Environnement¹

Échantillonnage

Julie Moisan¹
Roger Audet¹
Lyne Pelletier¹

Tri et identification des macroinvertébrés benthiques au laboratoire de la Direction du suivi de l'état de l'environnement (DSEE)

Julie Moisan ¹	Jonathan Pedneau ²
Roger Audet ¹	Jean-Philippe Baillargeon ¹
Guillaume Desrosiers ¹	Jacynthe Létourneau ¹
René Therreault ¹	Estelle Nolet ¹

Révision scientifique

Mélanie Desrosiers, écotoxicologue, Ph. D.³
Georges Gangbazo, ingénieur, Ph. D.¹
Isabelle Guay, biologiste, M. Sc.¹
Bert Klein, biologiste, Ph. D.¹

Révision linguistique

Judith Langevin

Mise en page et graphisme

Murielle Gravel¹
France Gauthier¹
Mona Frenette¹

Coordination à la diffusion

Johanne Bélanger¹

¹ Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs

² Groupe d'éducation et d'écosurveillance de l'eau

³ Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec

RÉSUMÉ

La surveillance biologique est reconnue comme une composante essentielle des programmes de surveillance de la qualité de l'eau, et les indices d'intégrité biotique basés sur les macroinvertébrés benthiques servent à évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques. Puisqu'au Québec les petits cours d'eau à substrat meuble sont omniprésents dans le paysage, l'élaboration d'un indice adapté à ce territoire s'est avérée nécessaire. L'appellation « petits cours d'eau » désigne ici les cours d'eau que l'on peut traverser à gué.

Les résultats présentés dans ce rapport sont issus des campagnes d'échantillonnage des années 2006, 2007 et 2008. Les 56 échantillons proviennent de 44 stations situées dans des petits cours d'eau à substrat meuble des basses-terres du Saint-Laurent.

Le projet visait deux objectifs : bâtir un indice multimétrique de santé du benthos à partir des données recueillies et statuer sur l'état de santé du benthos dans les stations échantillonnées. L'approche choisie est fondée sur les conditions de référence. Le territoire étant fortement agricole, les stations de référence sélectionnées sont en fait les stations les « moins perturbées » des basses-terres du Saint-Laurent. Pour constituer l'indice, elles sont comparées à des stations « dégradées » soumises à de fortes pressions d'origine agricole. Les stations désignées sous les vocables « moins perturbées » et « dégradées » le sont à partir de critères indépendants de la communauté benthique en place.

L'indice de santé du benthos (ISB_m) final est constitué de six variables, soit le nombre total de taxons, le nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères), le pourcentage d'insectes, le pourcentage d'EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères), le pourcentage de taxons tolérants et l'indice biotique d'Hilsenhoff. L' ISB_m s'accompagne d'une échelle variant de 0 à 100 qui se sépare en quatre classes de qualité. La borne principale, ou biocritère, se situe à 81,6 %. Une donnée supérieure ou égale à 81,6 % se trouve dans la classe de qualité « bonne » et est considérée comme ayant un « bon » état de santé. Les données situées sous le biocritère appartiennent à la classe de qualité « précaire », « mauvaise » ou « très mauvaise ». Ces trois classes ont la même amplitude, et une zone d'incertitude, ou « zone grise », de 10 points est située sous la borne principale. L' ISB_m élaboré offre une cote unique qui qualifie l'état de santé des macroinvertébrés benthiques habitant un cours d'eau. De plus, il permet de mesurer l'effet des actions d'amélioration qui pourraient être entreprises.

Les résultats montrent que 33,9 % des stations présentent une communauté benthique en bonne santé, 44,7 % en santé précaire, 19,6 % en mauvaise santé et 1,9 % en très mauvaise santé. L'utilisation du territoire du bassin versant influe grandement sur la composition de la communauté benthique. Plus l'agriculture occupe une grande portion du territoire, plus la communauté benthique est susceptible d'être en mauvais état. Cependant, l'environnement dans un corridor de 60 m de largeur sur 2 km de longueur en amont des stations influe aussi sur la communauté en place. Un important pourcentage d'occupation de territoire naturel (milieux humides non exploités et forêt) est bénéfique pour la communauté et permet une récupération du milieu. À l'inverse, un faible pourcentage d'occupation naturelle du territoire peut nuire à la communauté. Par conséquent, les milieux boisés en territoire agricole devraient être conservés, et il serait souhaitable d'en recréer là où ils sont absents.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction	1
1 Méthodologie	3
1.1 Stations d'échantillonnage.....	3
1.2 Collecte des données.....	4
1.2.1 Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques et analyse des échantillons.....	4
1.2.2 Utilisation du territoire et habitat.....	5
1.2.3 Physicochimie de l'eau.....	7
1.3 Sélection des stations de référence et des stations dégradées.....	7
1.3.1 Critères quantitatifs pour la sélection des stations.....	8
1.4 Homogénéité des stations.....	11
2 Élaboration de l'indice multimétrique	13
2.1 Variables candidates.....	13
2.2 Sélection des variables de l'indice.....	16
2.3 Valeurs de référence et formule de standardisation.....	23
2.4 Indice de santé du benthos (ISB _m).....	24
2.4.1 Borne principale de l'indice ou biocritère.....	24
2.4.2 Classes de l'indice.....	25
2.4.3 Variation de l'indice.....	26
3 Résultats et discussion	27
3.1 Classement des stations selon l'ISB _m	27
3.2 Relation entre l'ISB _m et les autres données.....	32
3.3 Précisions sur la méthodologie utilisée.....	38
Conclusion	40
Références bibliographiques	42

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage pour la période 2006-2008	3
Figure 2	Terminologie employée pour les stations de référence en fonction du niveau de stress sur un territoire (adapté de Stoddard <i>et al.</i> , 2006.)	8
Figure 3	Occupation du territoire aux stations sélectionnées.....	11
Figure 4	Conductivité aux stations sélectionnées.....	11
Figure 5	Variables : pourcentage de Chironomini/Chironomidae et pourcentage de Chironomini.....	20
Figure 6	Relation entre le pourcentage d'insectes et le HBI.....	21
Figure 7	Relations entre certaines variables de tolérance et le HBI.....	22
Figure 8	Classement de l'ISB _m aux stations échantillonnées de 2006 à 2008.....	27
Figure 9	Boîtes à moustaches de l'IQBR et de l'IQH _m en fonction des classes de l'ISB _m	33
Figure 10	Relation entre la vitesse de courant mesurée aux stations et l'ISB _m	34
Figure 11	Boîtes à moustaches de l'occupation du territoire selon les classes de l'ISB _m	36
Figure 12	Boîtes à moustaches de variables de qualité de l'eau selon les classes de l'ISB _m	38

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Stations « moins perturbées ».....	9
Tableau 2	Stations « dégradées ».....	10
Tableau 3	Corrélations (r_s) entre le % d'agriculture et la qualité de l'eau.....	12
Tableau 4	Variables retenues pour analyse et réponse de celles-ci à l'augmentation des perturbations.....	14
Tableau 5	ED, CV, sensibilité et réponse (R.) aux perturbations des variables dont l'ED > 50 %.....	18
Tableau 6	Corrélations (r_s) entre les variables de richesse taxonomique.....	19
Tableau 7	Corrélations (r_s) entre les variables de composition taxonomique.....	19
Tableau 8	Corrélations (r_s) entre les variables de tolérance à la pollution.....	19
Tableau 9	Corrélations (r_s) entre les cinq variables choisies pour l'ISB _m et les variables de tolérance à la pollution.....	22
Tableau 10	Variables de l'ISB _m	24
Tableau 11	Classes de qualité de l'ISB _m	25
Tableau 12	Corrélations (r_s) entre l'IQH _m , l'IQBR, l'ISB _m et l'occupation du territoire	32
Tableau 13	Comparaison des valeurs moyennes des vitesses de courant, de l'IQH _m , de l'IQBR et de l'ISB _m aux stations avec ou sans embâcle (n = 33).....	34
Tableau 14	Corrélations (r_s) entre l'ISB _m et l'occupation du territoire du bassin versant.....	35
Tableau 15	Corrélations (r_s) entre les indices et les variables de qualité de l'eau	36
Tableau 16	Corrélations (r_s) entre le pourcentage d'occupation du territoire à différentes échelles et les variables de qualité de l'eau.....	37

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Emplacement des stations.....	48
Annexe 2	Occupation du territoire – bassin et corridor de 60 m sur 2 km.....	50
Annexe 3	Calcul de l'occupation du territoire pour les corridors – méthode.....	52
Annexe 4	Qualité de l'eau – paramètres et limites de détection.....	53
Annexe 5	Données médianes d'azote (N) et de phosphore (P) et figures associées pour les stations moins perturbées et dégradées.....	54
Annexe 6	Liste des variables testées.....	56
Annexe 7	Discrimination des variables – boîtes à moustaches.....	57
Annexe 8	Relations de certaines variables entre elles.....	59
Annexe 9	Valeurs standardisées en pourcentage des variables composant l'indice ISB_m	60
Annexe 10	Corrélations (r_s) entre les indices et des variables de l'habitat.....	62

LISTE DES SIGLES

AAC	Agriculture et Agroalimentaire Canada
BQMA	Banque de données sur la qualité du milieu aquatique
CEAEQ	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec
CIC	Canards Illimités Canada
CSL	Centre Saint-Laurent
DSEE	Direction du suivi de l'état de l'environnement
ESRI	Environmental Systems Research Institute, Inc.
FFQ	Fondation de la faune du Québec
HBI	Indice biotique d'Hilsenhoff
IQBR	Indice de qualité de la bande riveraine
IQH_m	Indice de qualité d'habitat pour les cours d'eau à substrat meuble
ISB_m	Indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat meuble
MAPAQ	Ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec
MBII	Macroinvertebrate Biotic Integrity Index
MENV	Ministère de l'Environnement
MDDEP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
MDDEFP	Ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs
MRC	Municipalité régionale de comté
MRNF	Ministère des Ressources naturelles, de la Faune
MRNFP	Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs
PNE	Politique nationale de l'eau
SCF	Service canadien de la faune
SIEF	Système d'information écoforestière
U.S. EPA	<i>United States Environmental Protection Agency</i>
UPA	Union des producteurs agricoles



Introduction

Au Québec, les petits cours d'eau permanents que l'on peut traverser à gué sont nombreux. En distance linéaire, ils représentent plus de 85 % de tous les ruisseaux et rivières à écoulement permanent. Ces petits cours d'eau alimentent les grandes rivières qui sillonnent le Québec. Documenter l'état de la vie qu'ils abritent apporte une information qui intègre tant l'état chimique de l'eau que la qualité de l'habitat. L'un ou l'autre de ces aspects peut démontrer une excellente intégrité, mais ce sont ultimement les êtres vivants qui sont les témoins de tous les facteurs chimiques et physiques et de leurs interactions.

La Politique nationale de l'eau (PNE) du Québec souligne la nécessité de protéger la qualité de l'eau et les écosystèmes aquatiques. Dans une perspective de protection de la biodiversité, la PNE mentionne qu'il faudra « intensifier les activités d'acquisition de connaissances et de développement en soutien aux interventions visant la protection et la restauration des habitats fauniques, des milieux aquatiques, riverains et humides » (MENV, 2002). La Loi sur le développement durable (Gouvernement du Québec, 2006) réaffirme l'importance de maintenir l'intégrité de l'environnement pour assurer la santé et la sécurité des communautés humaines et préserver les écosystèmes qui entretiennent la vie. La Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection est venue souligner qu'étant « d'intérêt vital, l'eau de surface et l'eau souterraine, dans leur état naturel, sont des ressources qui font partie du patrimoine commun de la nation québécoise ». Des actions et des mesures coercitives peuvent être intentées si des dommages sont causés aux ressources en eau, notamment par une altération de leurs propriétés physiques, chimiques ou biologiques, de leurs fonctions écologiques ou de leur état quantitatif. La remise à l'état initial ou dans un état s'en rapprochant est prévue parmi les actions de réparation (Gouvernement du Québec, 2009). L'élaboration d'outils permettant de rendre compte de l'état de l'intégrité écologique des écosystèmes aquatiques est donc devenue essentielle.

Plusieurs activités humaines sont susceptibles d'altérer la qualité des cours d'eau, qu'elles appartiennent aux secteurs urbain, agricole ou à d'autres secteurs industriels, telles les mines et la foresterie. Ces activités modifient la qualité de l'eau et des habitats. Tous les organismes vivant dans un milieu sont affectés par ces modifications, des microorganismes aux vertébrés, en passant par les algues, les plantes et les invertébrés. C'est donc en tant que témoins de l'état de leur milieu que sont utilisés les macroinvertébrés benthiques comme indicateurs biologiques. Ils sont parmi les plus employés pour évaluer l'état de santé global des écosystèmes aquatiques (Bonada *et al.*, 2006). Ce sont des organismes visibles à l'œil nu, tels les insectes, les mollusques, les crustacés et les vers, qui habitent le fond des cours d'eau. Leur utilisation comme indicateur biologique comporte de nombreux avantages, dont leur sédentarité, leur cycle de vie varié, leur grande diversité et leur tolérance variable à la pollution et à la dégradation de leur habitat. Plusieurs indices ont été mis au point par le monde, mais en importer l'application d'un territoire à un autre doit être fait avec précaution. Barbour *et al.* (1999) recommandent d'en faire la calibration avec les résultats obtenus dans la région étudiée et préférablement

d'élaborer un indice adapté au territoire et à la problématique étudiés. Chaque territoire a ses caractéristiques particulières et abrite une vie qui lui est propre. Le nombre d'indices adaptés au milieu visé dans ce document, en l'occurrence les petits cours d'eau à substrat meuble, est plutôt restreint, et aucun n'a été conçu pour le Québec selon la méthodologie décrite dans Moisan et Pelletier (2011).

Les cours d'eau étudiés sont situés dans la partie la plus peuplée du Québec, soit les basses-terres du Saint-Laurent. Plus de 80 % de la population habite cette province naturelle du Québec (Gouvernement du Québec, 2010), et l'occupation du sol y est à près de 60 % agricole (images Landsat). Les milieux agricoles, urbains et industriels dominent le paysage, et plusieurs municipalités régionales de comté (MRC) du sud du Québec ne comptent plus que 25 % de couvert forestier sur leur territoire (Bélanger *et al.*, 2002). La plaine du Saint-Laurent est caractérisée par de nombreux cours d'eau redressés, et plusieurs canaux artificiels ont été aménagés sur le territoire agricole afin d'en augmenter la productivité par le drainage. Selon Beaulieu (2008), au Québec, depuis les années 1920, plus de 60 000 km de travaux sur plus de 30 000 km de cours d'eau ont été effectués, et 10 000 km de cours d'eau ont été créés de toutes pièces. Dans les secteurs d'activités agricoles intensives, la longueur de cours d'eau est passée de 1 km à 1,6 km par km². La période la plus intensive de travaux s'est déroulée des années 1956 à 1986. Afin de rendre l'agriculture viable, le gouvernement du Québec a aidé les agriculteurs dans leurs travaux de drainage, allant jusqu'à les effectuer lui-même (Beaulieu, 2008). L'hydrologie des basses-terres du Saint-Laurent a donc subi des transformations majeures. La densification et le redressement des cours d'eau ont atteint leur but, soit un drainage plus efficace. Ce faisant, l'eau, en s'évacuant plus rapidement, transporte avec elle une quantité accrue de sédiments et de contaminants de toute nature. Les habitats d'origine s'en trouvent modifiés.

Les résultats présentés sont issus de l'échantillonnage des macroinvertébrés benthiques effectué par le ministère du Développement durable, de l'Environnement, de la Faune et des Parcs (MDDEFP) dans les petits cours d'eau à substrat meuble de 2006 à 2008. De 2003 à 2008, le MDDEFP a également échantillonné une soixantaine de stations dans les cours d'eau à substrat grossier. Les résultats de cette étude sont disponibles dans MDDEFP (2012).

L'information générée par la taxonomie des macroinvertébrés est synthétisée par l'analyse de certaines variables. L'élaboration d'un indice multimétrique adapté aux petits cours d'eau à substrat meuble est le premier but de cette étude. Une cote finale et unique octroyée à l'intégrité d'un milieu est plus facilement intelligible et permet des comparaisons intersites ou interannuelles. Elle a l'avantage de se dégager des signaux parfois contradictoires fournis par les variables individuelles. Le second but est de statuer sur l'état de santé du benthos aux stations échantillonnées.

Dans ce rapport, les trois composantes de l'intégrité écologique sont documentées : l'intégrité biologique par la communauté benthique en place, l'intégrité physique par les données d'habitat et l'intégrité chimique par les données de qualité de l'eau.

1.2 Collecte des données

Plusieurs données ont été recueillies sur le terrain, dont certaines sur l'habitat et la qualité de l'eau. Les macroinvertébrés et les échantillons d'eau prélevés ont ensuite été analysés en laboratoire. L'information est consignée dans trois banques distinctes : une pour les taxons de macroinvertébrés, une pour les données d'habitat, et une autre, la banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) du MDDEFP, à laquelle l'information sur la qualité de l'eau est intégrée.

L'information qui suit concerne les données appartenant à ces trois groupes : les macroinvertébrés, l'utilisation du territoire et l'habitat ainsi que la qualité de l'eau.

1.2.1 Échantillonnage des macroinvertébrés benthiques et analyse des échantillons

Les méthodes d'échantillonnage et d'analyse des échantillons sont brièvement décrites dans cette section. Le lecteur désirant un complément d'information sur la procédure d'échantillonnage doit consulter Moisan et Pelletier (2011) et sur le traitement des échantillons en laboratoire, Moisan et Pelletier (2008).

Échantillonnage

L'échantillonnage a été effectué en automne (septembre et octobre). Cette saison a été retenue afin d'évaluer les effets des conditions ayant eu cours durant la période estivale. Chaque station d'échantillonnage mesure 100 m de longueur. Vingt surfaces de 0,3 m sur 1 m (0,3 m²) sont échantillonnées pour former un échantillon de type composite d'une surface totale d'environ 6 m². Les différents habitats sont échantillonnés selon la portion qu'ils occupent à la station à l'aide d'un filet troubleau, ou *D-net*, d'une maille d'ouverture de 600 µm. L'échantillon est conservé dans de l'alcool éthylique à 70 % de volume.

Seuls les habitats les plus stables et les plus productifs sont échantillonnés, soit :

- ◇ les berges;
- ◇ les débris ligneux (à l'exception de ceux récemment submergés);
- ◇ les parties submergées des macrophytes.

Analyse des échantillons

Les échantillons recueillis ont été sous-échantillonnés en visant un nombre minimum de 200 organismes. Le fractionneur Caton (Caton, 1991) a été utilisé, et le tri s'est effectué au stéréomicroscope, dans des plateaux de tri « Bogorov ». Dans certains cas où la quantité de matériel composant l'échantillon était trop importante, un préfractionnement était effectué avant l'utilisation du fractionneur Caton. La demie, le quart ou le huitième de l'échantillon a ensuite été réparti dans le fractionneur. Cette procédure a pour but de faciliter les manipulations et d'assurer une meilleure répartition de l'échantillon.

Les organismes ont été, pour la plupart, identifiés jusqu'au niveau générique. La nomenclature utilisée pour les insectes provient de Merritt *et al.* (2008) et, pour les non-insectes, de Smith (2001).

Bien que le nombre visé par la méthode de sous-échantillonnage soit de 200 organismes, plusieurs échantillons dépassent amplement cette cible. Afin de comparer les données des diverses stations, on a effectué une raréfaction pour obtenir des échantillons de 200 organismes. Il s'agit d'une simulation informatique du sous-échantillonneur Marchant qui prend la forme de la macrocommande mise au point pour Excel par Chris Walsh (1997) et qui est disponible à l'adresse Internet suivante : <http://www.sci.monash.edu.au/wsc/staff/walsh/virtmss.html>.

Cette procédure est nécessaire pour la comparabilité des données de richesse taxonomique (Vinson et Hawkins, 1996; Feldman *et al.*, 2006) car, pour un échantillon donné, l'augmentation de la fraction étudiée tend à en augmenter la diversité taxonomique.

Échantillonnage des macroinvertébrés

- ◇ Années 2006, 2007 et 2008
- ◇ 56 échantillons dans 44 stations
- ◇ Échantillonnage à l'automne : septembre-octobre
- ◇ Sous-échantillonnage de 200 organismes

1.2.2 Utilisation du territoire et habitat

Le système d'information géographique (ArcGIS; version 9.3.1, ESRI, Redlands, California) est utilisé pour déterminer en pourcentage l'occupation du territoire en amont de chaque station d'échantillonnage selon la classification suivante : anthropique (milieu urbain, routes, sol nu, golf, carrière, etc.), forestier, agricole, cultures pérennes, cultures annuelles, tourbières, milieux humides, coupe ou brûlis, eau et occupation non définie. Les statistiques sur l'occupation du territoire proviennent des images classifiées Landsat 7 1999-2003 (SCF, Faune Québec, CIC, MRN, MAPAQ, AAC, CSL) et des images classifiées Landsat 5 1993-1996 (MAPAQ) dont les pixels représentent 30 m sur 30 m.

Afin de vérifier l'hypothèse voulant que l'occupation du territoire à proximité d'une station ait une influence déterminante sur les communautés de macroinvertébrés, on a également calculé l'utilisation du territoire pour des portions de territoire plus restreintes appelées ici « corridors ». Tout comme chez Sponseller *et al.* (2001) et Rios et Bailey (2006), l'occupation du territoire a d'abord été établie à partir d'images satellitaires Landsat, et la classification retenue a été simplifiée. Le territoire est soit naturel (milieux humides non exploités et forêt), soit exploité (agriculture, zone urbaine, routes, etc.). L'interprétation de ces images ne permet pas de distinguer les forêts exploitées partiellement. Ainsi, seules les forêts qui ont subi des coupes totales sont classées dans le territoire exploité. L'occupation du territoire a été établie pour deux corridors, soit :

- ◇ une zone de 60 m de largeur sur une longueur de 2 km (30 m de part et d'autre du cours d'eau) vers l'amont de la station pour tous les affluents à écoulement permanent;
- ◇ une zone de 400 m de largeur sur une longueur de 2 km (200 m de part et d'autre du cours d'eau) vers l'amont de la station pour tous les affluents à écoulement permanent.

L'occupation du territoire dans un corridor de 60 m sur 2 km a également été établie à partir des données du système d'information écoforestière (SIEF) du ministère des Ressources naturelles. Le SIEF fournit l'interprétation des orthophotos dont l'échelle est de 1/15 000 (MRNF, 2009). La classification finale retenue est la même, le territoire est soit naturel, soit exploité. Les résultats obtenus peuvent différer d'une source à l'autre (annexe 2). Il y a trois raisons majeures à cela : les images ont différentes résolutions, les années de prises de photographie sont différentes, les buts poursuivis par l'interprétation sont différents. Par exemple, un îlot boisé d'une superficie de moins de 1 hectare situé dans un terrain à vocation non forestière n'est pas pris en compte dans le SIEF. L'interprétation des images Landsat utilisée documente mieux les cultures, alors que l'interprétation des photographies aériennes du SIEF vise l'évaluation de la capacité forestière et documente principalement la forêt. Les données issues de ces deux sources sont fortement corrélées ($r_s = 0,88$), et seules les données du SIEF seront présentées pour le corridor de 60 m sur 2 km. La méthode utilisée pour établir les corridors est décrite à l'annexe 3.

D'autres données cartographiques sont évaluées. Les provinces naturelles de chaque station sont établies selon la classification de Li et Ducruc (1999). L'ordre de Strahler, l'altitude et la superficie drainée sont évalués à partir des cartes topographiques du Québec à l'échelle de 1/20 000. Soulignons cependant que l'ordination de Strahler est une classification qui perd de sa signification dans la plaine du Saint-Laurent, car, comme expliqué précédemment, le réseau hydrique y est fortement modifié.

Sur le terrain, à chacune des stations, des données d'habitat à une échelle locale sont compilées. Certaines de ces données sont spécifiques et permettent le calcul de deux indices : un indice de qualité d'habitat pour les cours d'eau à substrat meuble (IQH_m) (Moisan et Pelletier, 2011) et une adaptation de l'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) de Saint-Jacques et Richard (1998) (Moisan et Pelletier, 2008). La plupart de ces données sont prises à la station, soit sur une distance de 100 m.

L'indice de qualité d'habitat comporte 10 variables dont la somme donne un résultat sur 200 points. Les neuf variables évaluées sur le terrain sont : les habitats aquatiques, le substrat des fosses, la variété des fosses, la sédimentation, le degré de marnage, la modification du cours d'eau, la stabilité des berges, la protection végétale des berges et la largeur de la bande végétale. Les quatre derniers paramètres sont évalués sur plus de 100 m. La dernière variable, soit la sinuosité du cours d'eau, a été évaluée sur des cartes à l'échelle de 1/20 000 sur une distance de 1 km. Le résultat final de l'IQH_m est exprimé en pourcentage. Les détails concernant les divers paramètres de l'habitat sont présentés dans Moisan et Pelletier (2011). L'indice de qualité d'habitat est une évaluation du degré d'hospitalité d'un site qui met en relief certaines caractéristiques de l'habitat essentielles au maintien d'une communauté en santé. Les différents paramètres mettent

en évidence les causes d'une dégradation de l'habitat et permettent éventuellement de cibler des actions d'amélioration.

L'indice de qualité de la bande riveraine, dont la valeur maximale est de 100 points, nous renseigne sur la qualité de la bande riveraine de 100 m à la station en tenant compte de la composition de cette bande sur une largeur de 10 m. Une bande riveraine en santé filtre le ruissellement, servant ainsi de zone tampon pour certains contaminants. Elle limite l'érosion, fournit des habitats et apporte des éléments nutritifs au cours d'eau par les feuilles et les branches qui y tombent. Cet indice s'exprime en pourcentage.

1.2.3 Physicochimie de l'eau

Trois tournées d'échantillonnage de l'eau ont permis de documenter certaines de ses caractéristiques. Ces tournées ont eu lieu en juillet, en août et en septembre, donc deux d'entre elles avant le prélèvement du benthos et à une date avoisinant celle du prélèvement. À chacune de ces visites, des données in situ de température, de conductivité, d'oxygène dissous et de pH ont été recueillies à l'aide d'une multisonde YSI 556. Des échantillons d'eau ont également été prélevés pour l'analyse des paramètres suivants : l'alcalinité totale, l'azote (N) total, le carbone organique dissous, le phosphore (P) total, les matières en suspension et la turbidité. Ces analyses ont été effectuées par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, et les limites de détection se trouvent à l'annexe 4. La quantité d'analyses et le nombre de paramètres étudiés, bien que limités, aident à la compréhension de l'intégrité biologique aux différents points d'échantillonnage. Les caractéristiques chimiques des cours d'eau varient naturellement d'un cours d'eau ou d'une région à une autre, mais elles sont fortement influencées par l'occupation du territoire.

1.3 Sélection des stations de référence et des stations dégradées

La sélection des stations de référence est l'élément de base de l'approche par conditions de référence. La mise au point de l'indice de santé du benthos nécessite également l'utilisation de stations dégradées. Le classement des stations à l'aide de critères a servi à quantifier et à comparer l'habileté des variables de communautés benthiques à séparer les stations de référence des stations dégradées (Barbour *et al.*, 1999; Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003).

Pour y arriver, des stations appartenant à ces deux types ainsi que d'autres dont l'état est intermédiaire ont été échantillonnées. Le but était d'obtenir un groupe de stations ayant un large gradient de pressions agricoles. Elles ont été choisies sur la base de l'occupation du territoire et du jugement professionnel. Ainsi, pour les stations de référence, des portions de territoire plus naturelles étaient recherchées. Les aspects suivants étaient évités dans la mesure du possible : la contamination ponctuelle, la déforestation, la perte d'habitat, la dégradation de la végétation riveraine, la présence de terres agricoles et l'urbanisation. À l'opposé, les stations dégradées ont été positionnées dans des portions de cours d'eau dont l'amont était occupé majoritairement par l'agriculture. Ces choix, effectués principalement à partir de cartes, ont été validés par une visite aux stations durant laquelle une reconnaissance visuelle de l'habitat et une évaluation rapide de la

faune benthique en place ont été faites.

1.3.1 Critères quantitatifs pour la sélection des stations

Au Québec, les basses-terres du Saint-Laurent forment la province naturelle la plus peuplée, avec plus de 4 millions d'habitants. Cette province est bordée au nord par le Bouclier canadien et au sud par les Appalaches, le fleuve Saint-Laurent la coupant en deux. Les terres agricoles occupent près de 60 % du territoire, et la forêt est très fragmentée. Cette réalité a guidé le choix des critères quantitatifs définissant les stations les moins perturbées. Plusieurs auteurs parlent de conditions « de référence ». Le principe est le même : des stations soumises à un gradient de pressions anthropiques sont comparées à d'autres stations moins perturbées. Cette appellation de station « moins perturbée » semble la plus appropriée dans le cas d'un territoire où l'agriculture est omniprésente. Selon Stoddard *et al.* (2006), ces stations présentent des conditions qui existent actuellement et qui devraient être visées par des efforts de restauration. Il n'est ici aucunement question de conditions précolombiennes. L'appellation « moins perturbée » pourrait changer si des efforts consistants d'amélioration des pratiques agricoles et d'aménagement du territoire étaient maintenus pendant plusieurs années. On pourrait alors parler de « meilleure condition atteignable », conditions qui doivent se situer entre les états peu perturbé et moins perturbé. Les conditions peu perturbées sont celles observées en l'absence d'impact humain significatif. La figure 2, adaptée de Stoddard *et al.* (2006), illustre les différences entre les termes fréquemment employés lorsqu'il est question de stations de référence.

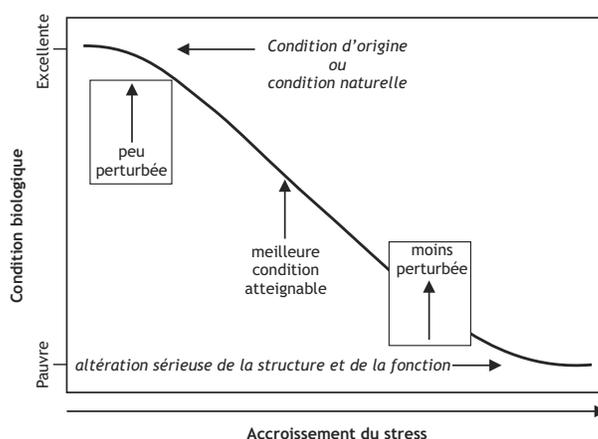


Figure 2 Terminologie employée pour les stations de référence en fonction du niveau de stress sur un territoire (adapté de Stoddard *et al.*, 2006)

Critères des stations moins perturbées

C'est en combinant des données d'occupation du territoire (Landsat 7 ou 5), de la qualité de l'eau et de l'habitat que sont déterminés les critères des stations moins perturbées. Le choix des critères est inspiré de Major *et al.* (2000), de Burton et Gerritsen (2003) et de Waite *et al.* (2000). Les critères de sélection sont indépendants de la faune benthique en place.

Après analyse des données, ces six critères sont retenus :

- ◇ absence de rejet ponctuel;
- ◇ superficie en forêt > 45 %;
- ◇ superficie en agriculture < 35 %;
- ◇ concentration d'oxygène dissous > 6 mg/l;
- ◇ pH entre 6 et 9;
- ◇ conductivité < 400 µS/cm (provisoire).

Les stations moins perturbées doivent satisfaire aux trois premiers critères qui, à eux seuls, semblent résumer l'état moindre de dégradation. Les critères d'oxygène dissous, de pH et de conductivité sont trois conditions qui amènent le rejet de la station comme station moins perturbée. En résumé, la station ne doit pas avoir de rejet ponctuel et elle doit drainer un territoire occupé par plus de 45 % de forêt et moins de 35 % d'agriculture (figure 3). Elle doit avoir une concentration d'oxygène dissous supérieure à 6 mg/l, un pH entre 6 et 9 et une conductivité inférieure à 400 µS/cm (figure 4). Les teneurs en phosphore et en azote n'ont pas été retenues étant donné la faible quantité de données (n = 3) et leur variabilité. Il faut également souligner que plusieurs de ces valeurs sont très élevées (annexe 5). Par exemple, la valeur moyenne en phosphore pour toutes les stations est de 0,128 mg/l, et la moyenne pour les stations moins perturbées est de 0,047 mg/l, ce qui dépasse le critère de qualité pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation, qui est établi à 0,03 mg/l (MDDEP, 2009). Ces données sont le reflet d'un territoire fortement occupé par l'agriculture. Le fait d'inclure des valeurs de qualité de l'eau, telles les concentrations de phosphore total dans les critères de sélection, aurait mené au rejet de stations, et le groupe de stations moins perturbées aurait été trop restreint. Bowman et Somers (2005) suggèrent un nombre de stations de référence variant entre 20 et 50 pour caractériser correctement les communautés de référence. Une recherche exhaustive pour trouver les meilleures stations a été effectuée. Par conséquent, il est peu probable que ce nombre augmente dans les prochaines années. Il est assumé que les stations appartenant à ce groupe représentent le meilleur état actuel. Le tableau 1 présente les 14 stations, pour un total de 22 échantillons, qui respectent ces conditions.

Tableau 1 Stations « moins perturbées »

<i>Cours d'eau</i>	<i>Station</i>	<i>Cours d'eau</i>	<i>Station</i>
Rivière Bras-du-Nord	BRDN0108	Rivière aux Glaises	GLAI0106
Ruisseau aux Glaises	RGLAI0107		GLAI0107
	RGLAI0108		GLAI0108
Rivière Cachée	CACH0107	Ruisseau Bonhomme	RBON0108
	CACH0108	Ruisseau Gervais-Léveillé	RGLE0106
Décharge du lac Sainte-Anne	CHAR0107		RGLE0107
Rivière La Chevrotière	CHEV0107	Ruisseau Kelly	RKEL0108
	CHEV0108	Rivière des Saults	SAUL0106
Rivière Chicot	CHIC0108		SAUL0107
Rivière à la Fourche	FOUR0107		SAUL0108
Rivière Gentilly	GENT0106	Rivière des Souris	SOUR0108

Des critères supplémentaires pourraient s'ajouter si des stations soumises à d'autres types de pollution, comme la pollution urbaine ou minière, étaient étudiées.

Critères des stations dégradées

Les critères retenus pour déclarer une station dégradée sont les suivants :

- ◇ superficie en agriculture ≥ 60 %;
- ◇ indice de qualité de l'habitat < 60 % et largeur de la bande riveraine* (total des 2 rives) ≤ 4 points;
- ◇ indice de qualité de l'habitat < 60 % et modification du cours d'eau* < 7 points;
- ◇ pH < 4 ;
- ◇ conductivité > 1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

* Variable de l'indice de qualité d'habitat IQH_m

Les stations dégradées doivent être conformes à l'un ou l'autre de ces critères pour être classées comme telles. Certaines études mentionnent une diminution de l'intégrité biologique lorsque l'agriculture occupe plus de 40 ou 50 % du territoire (Genito *et al.*, 2002; Wang *et al.*, 1997). Comme le territoire étudié est fortement agricole, ce critère a été établi à ≥ 60 % (figure 3), ce qui constitue, sur le plan de l'occupation agricole, un écart de 25 % par rapport aux stations les moins perturbées. Cet écart permettra de mieux dégager la performance des variables à tester. Les critères rattachés aux éléments de l'habitat sont inspirés de la littérature (Gerritsen *et al.*, 2000; Burton et Gerritsen, 2003).

Le tableau 2 présente les 18 stations, pour un total de 20 échantillons, qui respectent au moins une de ces conditions. Notons que les rivières Bonaventure, Mawcook et petite rivière Bellevue ont été sélectionnées en fonction de leur cote d'indice de qualité d'habitat.

Tableau 2 Stations « dégradées »

Cours d'eau	Station	Cours d'eau	Station
Rivière Amyot	AMYO0106	Ruisseau Bibeau	RBIB0107
Rivière à la Barbue	BARB0106	Ruisseau Chaume-Charron	RCCH0106
Rivière Blanche	BLBN0106	Ruisseau Saint-Esprit	RESP0107
Rivière David	DAVI0106	Ruisseau Rouge	RROU0106
Le Grand Ruisseau	GRUI0106	Ruisseau Vacher	RVAC0107
Rivière Lemoine	LEMO0106	Rivière Salvail	SALV0106
Rivière Marguerite	MARG0106	Rivière Bonaventure	BONA0107
	MARG0107	Rivière Mawcook	MAWC0108
Ruisseau des Aulnages	RAUL0106	Petite rivière Bellevue	PBEL0106
	RAUL0107	Petite rivière Yamachiche	PYCH0108

Quatorze stations ne sont pas classées dans l'un ou l'autre des deux groupes. Elles seront nommées subséquemment « stations tests ».

Le pourcentage d'agriculture et de forêt ainsi que la conductivité ont été sélectionnés dans les critères et sont représentés pour les stations moins perturbées et les stations dégradées (figures 3 et 4). L'azote et le phosphore n'ont pas été sélectionnés comme critères, et les données sont présentées à l'annexe 5.

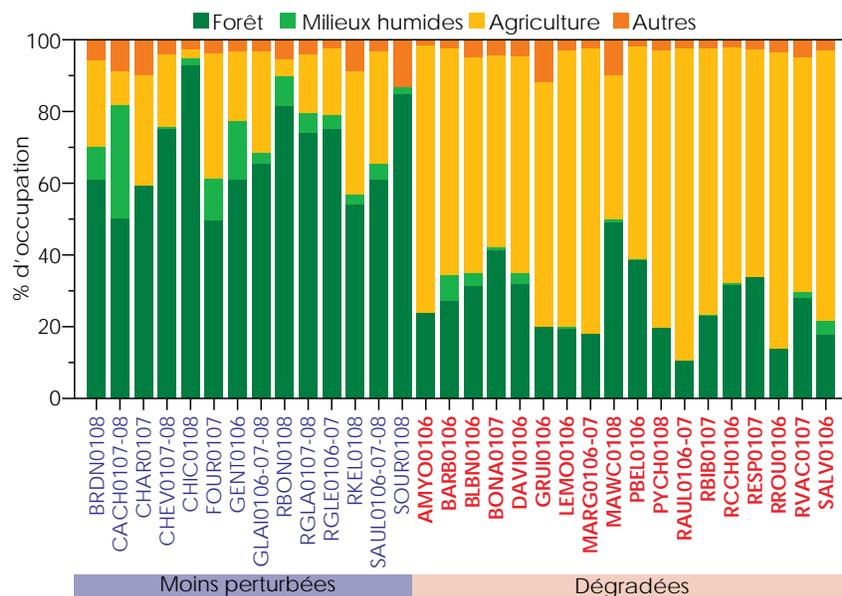


Figure 3 Occupation du territoire aux stations sélectionnées

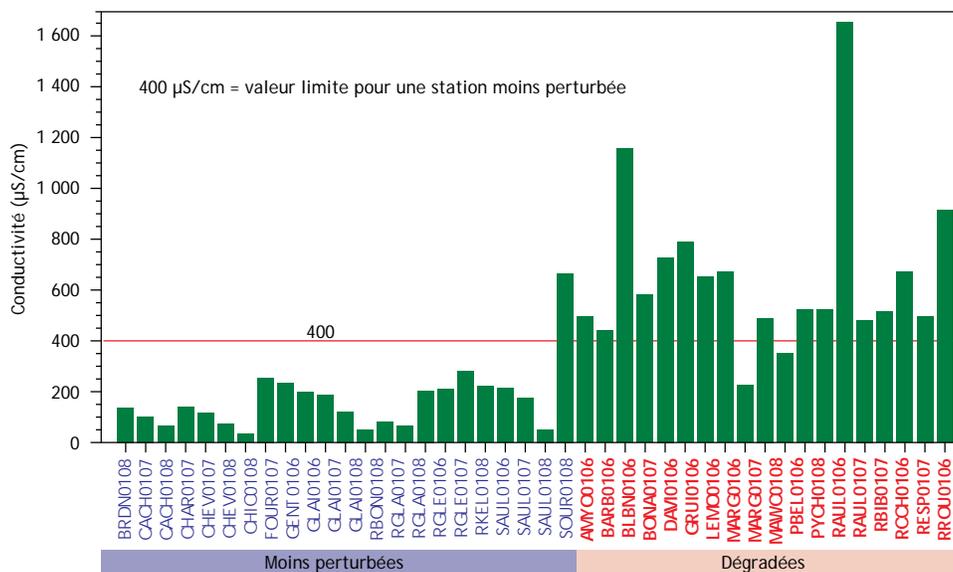


Figure 4 Conductivité aux stations sélectionnées

1.4 Homogénéité des stations

La composition des communautés benthiques est influencée par la géomorphologie et la physicochimie de l'eau (Burton et Gerritsen, 2003). Afin de vérifier si les données biologiques sont comparables entre elles, on a pris en compte différents aspects.

Unités écologiques territoriales

Toutes les stations échantillonnées appartiennent à la province naturelle des basses-terres du Saint-Laurent, à l'exception de trois stations, situées à la limite des Laurentides méridionales. Elles appartiennent donc à un territoire où les dépôts de surface, le climat et la topographie sont semblables. Une séparation secondaire des basses-terres du Saint-Laurent forme deux régions naturelles : la plaine du haut Saint-Laurent et la plaine du moyen Saint-Laurent. Dans la plaine du haut Saint-Laurent, les dépôts de surface sont dominés par l'argile et les limons marins, tandis que la partie nord-est de la plaine du moyen Saint-Laurent est plus sableuse (Li et Ducruc, 1999). Actuellement, le nombre de stations échantillonnées ne permet pas de vérifier si ces régions naturelles conditionnent les communautés en place.

Ordre de Strahler et superficie drainée

Les stations sélectionnées sont toutes situées dans des cours d'eau traversables à gué. Elles appartiennent à des ordres de Strahler de 1 à 4. Cependant, dans les milieux agricoles remaniés par l'homme, la signification de cette ordination est non reliée à la superficie drainée. Celle-ci varie de 8 à 137 km². La valeur de 8 km² appartient à un ordre 3, alors que celle de 137 km² appartient à un ordre 2. Maxted *et al.* (2000) ont également établi le même constat en ce qui concerne la superficie drainée pour des cours d'eau de faible gradient de la côte atlantique des États-Unis. Les variables de communautés (nombre total de taxons, indice biotique d'Hilsenhoff, etc.) ne sont nullement corrélées à la superficie drainée. Les résultats des corrélations de Spearman entre la superficie drainée et les variables de communauté varient de 0,01 à 0,25.

Physicochimie de l'eau

La physicochimie de l'eau aux stations qui appartiennent à la même province naturelle est présumée comparable, et les variations observées sont majoritairement dues à l'occupation du territoire par l'agriculture. La conductivité, le phosphore total et l'alcalinité sont fortement corrélés au pourcentage de territoire occupé par l'agriculture. L'azote total, le pH, la turbidité et les matières en suspension (MES) montrent également une relation, quoique moins forte. Seul le carbone organique dissous (COD) présente une corrélation non significative (tableau 3).

Tableau 3 Corrélations (r_s) entre le % d'agriculture et la qualité de l'eau

	Cond.	Ntot.	Ptot.	Turb.	MES	COD	Alc	pH
% agriculture bassin	0,87	0,62	0,74	0,50	0,62	-0,20	0,84	0,69

Notes : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Les abréviations utilisées pour les paramètres de qualité de l'eau sont présentées à l'annexe 4.

Après étude des trois aspects précédents, les stations ont été jugées comparables entre elles et ne requièrent aucune autre classification afin de les séparer.

2 Élaboration de l'indice multimétrique

Les variables expriment différents aspects de la communauté. Il y a une panoplie de variables possibles, mais celles qui sont utiles en surveillance biologique doivent se comporter d'une façon prédictible en présence de perturbations environnementales (Burton et Gerritsen, 2003). Les variables choisies doivent séparer adéquatement les stations les moins perturbées de celles qui sont dégradées selon les critères établis précédemment. Elles appartiennent à trois catégories : la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance à la pollution. La description de ces catégories se trouve dans Moisan et Pelletier (2008). Selon Karr (1998), les indices biologiques les plus appropriés et les plus intégrateurs englobent plusieurs caractéristiques mesurables de la communauté. Un indice multimétrique s'exprime par une cote finale et unique octroyée à l'intégrité d'un milieu. Cette cote unique est plus aisément intelligible et facilite les comparaisons intersites ou interannuelles.

Les stations échantillonnées sur plus d'une année sont considérées comme des stations indépendantes afin d'en augmenter le nombre dans les traitements. La création de l'indice est expliquée selon une séquence de pas à pas inspirée de Barbour *et al.* (1999), de Gerritsen *et al.* (2000) et de Burton et Gerritsen (2003).

2.1 Variables candidates

Quarante variables appartenant à trois catégories ont été testées (annexe 6). Ces catégories sont la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance à la pollution.

Catégories des variables testées	
◇	Richesse taxonomique <ul style="list-style-type: none">▶ Nombre de taxons appartenant à un groupe identifié▶ Synonyme de diversité
◇	Composition taxonomique <ul style="list-style-type: none">▶ Proportion des organismes appartenant à un groupe identifié▶ S'exprime en pourcentage
◇	Tolérance à la pollution <ul style="list-style-type: none">▶ Nombre de taxons, proportions ou moyenne pondérée de taxons fondés sur la tolérance des organismes à la pollution

Certains critères peuvent guider le rejet de variables avant tout traitement de données. Ainsi, les variables comportant une ou plusieurs de ces caractéristiques ont été rejetées :

- ◇ beaucoup de valeurs de 0 dans la matrice de données;
- ◇ amplitude des données trop faible.

Plusieurs valeurs de 0 ou une prédominance de valeurs très faibles ou très élevées indiquent que la variable n'a probablement pas assez d'amplitude pour discriminer les stations dégradées. Par exemple, le nombre de taxons de plécoptères est souvent faible, et ce, même aux stations de référence. C'est pourquoi même si les plécoptères sont très sensibles à la pollution, ils sont souvent regroupés avec d'autres taxons comme les éphéméroptères et les trichoptères (EPT), cette variable offrant une amplitude de données bien supérieure (Flotemersch *et al.*, 2006).

Sur ces bases, une dizaine de variables ont été écartées dès le début. Les 30 variables candidates retenues sont présentées dans le tableau 4.

Tableau 4 Variables retenues pour analyse et réponse de celles-ci à l'augmentation des perturbations

Catégorie	Variable ou indice	Définition ou formule	Réponse
Mesure de la richesse taxonomique	Nombre total de taxons (NTAXTOT)	Nombre total de taxons	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons EPT (NTAXEPT)	Nombre de taxons éphéméroptères, trichoptères et plécoptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons E (NTAXEPH)	Nombre de taxons éphéméroptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons T (NTAXTRICH)	Nombre de taxons trichoptères	<i>Diminue</i>
	Nombre de taxons POET (NTAXPOET)	Nombre de taxons plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères	<i>Diminue</i>
Composition taxonomique	% insectes (%INSECTES)	Abondance ¹ d'insectes / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% EPT (%EPT)	Abondance de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% EPT sans Hydropsychidae (%EPT-HYDR)	Abondance de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères (excluant Hydropsychidae) / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% éphéméroptères (%EPH)	Abondance de taxons éphéméroptères / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% Baetidae/ éphéméroptères (%BAET/EPH)	Abondance de Baetidae / abondance d'éphéméroptères * 100	<i>Augmente</i>
	% Baetidae (%BAET)	Abondance de Baetidae / abondance totale * 100	<i>Augmente</i>
	% trichoptères (%TRICHO)	Abondance de taxons trichoptères / abondance totale * 100	<i>Diminue</i>
	% Hydropsychidae/ trichoptères (%HYDR/TRICHO)	Abondance d'Hydropsychidae / abondance de trichoptères * 100	<i>Augmente</i>

Tableau 4 Variables retenues pour analyse et réponse de celles-ci à l'augmentation des perturbations (suite)

Catégorie	Variable ou indice	Définition ou formule	Réponse
	% Hydropsychidae (%HYDRO)	Abondance d'Hydropsychidae / abondance totale * 100	Augmente
	% Chironomidae (%CHIRO)	Abondance de Chironomidae / abondance totale * 100	Augmente
	% Chironomini/ Chironomidae (%CHIRMINI/CHIRO)	Abondance de Chironomini / abondance de Chironomidae totale * 100	Augmente
	% Orthoclaadiinae/ Chironomidae (%ORTHO/ CHIRO)	Abondance d'Orthoclaadiinae / abondance de Chironomidae totale * 100	Diminue
	% oligochètes (%OLIG)	Abondance d'oligochètes / abondance totale * 100	Augmente
	% Chironomidae et oligochètes (%CHIRO + %OLIGO)	Abondance de Chironomidae et d'oligochètes / abondance totale * 100	Augmente
	% COC (%COC)	Abondance de crustacés, d'oligochètes et de Chironomidae / abondance totale 100	Augmente
Mesure de la tolérance à la pollution	Nombre de taxons intolérants (NTAXINTO)	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance au genre < 4	Diminue
	% taxon dominant (famille) (%1TAXDOM)	Abondance du taxon le plus abondant / abondance totale * 100	Augmente
	% deux taxons dominants(famille) (%2TAXDOM)	Abondance des deux taxons les plus abondants / abondance totale * 100	Augmente
	% organismes tolérants (%TOL)	Abondance d'organismes ayant une cote de tolérance > 6 / abondance totale * 100	Augmente
	Nombre de taxons EPT modifié (NTAXEPTM)	Nombre de taxons éphéméroptères, plécoptères et trichoptères ayant une cote de tolérance < 4	Diminue
	% EPT modifié (%EPTM)	Pourcentage d'éphéméroptères, de plécoptères et de trichoptères ayant une cote de tolérance < 4 / abondance totale * 100	Diminue
	% taxons intolérants (%TAXINTOL)	Nombre de taxons ayant une cote de tolérance < 4 / nombre total de taxons * 100	Diminue
	% organismes intolérants (%INTOL)	Abondance des organismes ayant une cote de tolérance < 4 / abondance totale * 100	Diminue
	% taxons tolérants (%TAXTOL)	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^e taxon t_i = tolérance au genre du i^e taxon n = nombre d'organismes	Augmente

¹ Abondance : nombre d'organismes.

Les cotes de tolérance 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).

2.2 Sélection des variables de l'indice

L'indice visé doit être composé de six variables, dont deux appartenant à chacune des catégories, soit la richesse taxonomique, la composition taxonomique et la tolérance à la pollution de l'eau. Elles doivent séparer adéquatement les stations les moins perturbées de celles qui sont dégradées et représenter différents aspects des communautés en place. La performance des variables a été jugée de plusieurs façons. Chacune des étapes présentées mène au rejet de certaines variables jusqu'à l'étape ultime qui sélectionnera les six variables composant l'indice.

Efficacité discriminante (ED)

L'efficacité discriminante permet d'établir le pourcentage d'échantillons correctement assignés aux stations perturbées par les différentes variables. À partir des données des 22 échantillons des 14 stations moins perturbées, les 25^e et 75^e centiles des variables candidates ont été établis (méthode Cleveland, SYSTAT), et l'efficacité de discrimination (ED) (*discriminant efficiency*, ou DE) est calculée (Gerritsen *et al.*, 2000). La formule utilisée est la suivante :

$$ED = 100 * (a/b)$$

a = nombre d'échantillons aux stations dégradées dont la valeur de la variable est :

- ◇ sous le 25^e centile de la distribution des échantillons de stations moins perturbées pour les variables qui diminuent avec les perturbations;
- ◇ au-dessus du 75^e centile pour celles augmentant avec les perturbations.

b = nombre total d'échantillons aux stations dégradées

Exemple : Le pourcentage d'oligochètes augmente avec les perturbations. Le 75^e centile des données des stations moins perturbées est de 12,5 %. Huit des 20 échantillons des stations perturbées ont plus de 12,5 % d'oligochètes : $(8/20) * 100 = 40$. L'ED de cette variable est 40. Donc, cette variable assigne 40 % des échantillons de stations dégradées à cette catégorie.

Les variables obtenant une ED inférieure à 50 %, donc qui ne permettent pas d'assigner un minimum de 50 % des stations dégradées à cette catégorie, sont éliminées (Maxted *et al.*, 2000). Il s'agit des variables suivantes :

- ◇ % Baetidae/éphéméroptères
- ◇ % Baetidae
- ◇ % Hydropsychidae
- ◇ % Chironomidae
- ◇ % Orthocladinae/Chironomidae
- ◇ % Oligochètes

Des 30 variables candidates de départ, il en reste 24.

Coefficient de variation (CV) et sensibilité (Sens.)

Outre l'efficacité discriminante (ED), le coefficient de variation et la sensibilité ont été calculés afin de vérifier la performance des variables (tableau 5). Le CV est calculé pour les stations les moins perturbées seulement. Plus la valeur est faible, meilleure est la précision. Le CV permet de vérifier la précision d'une variable en vérifiant l'homogénéité des valeurs. La formule proposée est la suivante :

$$\text{CV} = \frac{\text{écart-type (stations moins perturbées)}}{\text{moyenne (stations moins perturbées)}} * 100$$

La sensibilité des variables, quant à elle, démontre l'efficacité d'une variable à séparer les stations dégradées des moins perturbées. À la différence de l'ED, elle inclut l'écart-type dans son calcul. La formule proposée est la suivante :

$$\text{Sensibilité} = \frac{\text{moyenne (stations moins perturbées)} - \text{valeur (station dégradée)}}{\text{écart-type (stations moins perturbées)}}$$

La moyenne des sensibilités obtenues à chaque station dégradée est présentée dans le tableau suivant. Une valeur plus élevée démontre une meilleure sensibilité. La réponse prédite (R.) à la suite de l'augmentation des perturbations est également présentée.

Boîtes à moustaches

Les variables présentant un chevauchement évident des boîtes à moustaches pour les stations moins dégradées et perturbées sont rejetées (Burton et Gerritsen, 2003). Il s'agit des variables suivantes :

- ◇ % éphéméroptères;
- ◇ % trichoptères;
- ◇ % Hydropsychidae/trichoptères;
- ◇ % Chironomidae et oligochètes;
- ◇ % taxon dominant;
- ◇ % deux taxons dominants.

Ces variables sont également celles, parmi les 24 restantes, qui ont les plus faibles ED et sensibilité. Certaines ont également un CV élevé. Les boîtes à moustaches sont présentées à l'annexe 7.

Tableau 5 ED, CV, sensibilité et réponse (R.) aux perturbations des variables dont l'ED > 50 %

Variables	ED %	CV	Sens. moy.	R.
La richesse taxonomique				
1 Nombre total de taxons	85	16	1,44	
2 Nombre de taxons EPT (éphéméroptères, plécoptères et trichoptères)	100	29	2,20	
3 Nombre de taxons éphéméroptères	95	24	2,12	↓
4 Nombre de taxons trichoptères	80	44	1,50	
5 Nombre de taxons POET (EPT et odonates)	95	27	2,15	
La composition taxonomique				
6 % insectes	90	8	3,25	
7 % éphéméroptères	65	49	0,85	
8 % trichoptères	70	75	0,84	↓
9 % EPT	75	43	1,33	
10 % EPT sans les Hydropsychidae	75	41	1,53	
11 % Hydropsychidae/Trichoptera	60	96	1,07	
12 % Chironomini/Chironomidae	70	60	1,53	↑
13 % Chironomidae et oligochètes	55	40	0,58	
14 % COC (crustacés, oligochètes et Chironomidae)	85	39	1,30	
La tolérance à la pollution				
15 % taxons tolérants (cote de tolérance > 6)	100	46	4,33	
16 % organismes tolérants	85	61	2,51	
17 % taxon dominant	55	32	0,70	↑
18 % deux taxons dominants	55	20	1,09	
19 Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI)	100	16	2,18	
20 Nombre de taxons intolérants (cote de tolérance < 4)	100	31	2,74	
21 % taxons intolérants	100	27	3,06	
22 % organismes intolérants	95	64	1,44	↓
23 Nombre modifié de taxons EPT (cote de tolérance < 4)	100	31	2,56	
24 % EPT modifié (cote de tolérance < 4)	95	50	1,86	

Choix de la première variable de chaque catégorie

Rappelons que l'indice visé doit être composé de deux variables appartenant à chacune des catégories. La méthode utilisée pour sélectionner les variables finales, parmi les 18 restantes, est inspirée de Maxted *et al.* (2000). Dans un premier temps, la variable la plus corrélée (Spearman, SYSTAT) dans sa catégorie est choisie.

Richesse taxonomique

Comme présenté dans le tableau 6, la variable du nombre de taxons plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères (NTAXPOET) s'avère la plus fortement corrélée aux autres variables de sa catégorie avec des résultats de corrélation de rang de Spearman supérieurs ou égaux à 0,8.

Tableau 6 Corrélations (r_s) entre les variables de richesse taxonomique

	NTAXTOT	NTAXEPH	NTAXTRICH	NTAXEPT	NTAXPOET
NTAXTOT		0,75	0,67	0,79	0,84
NTAXEPH	0,75		0,52	0,79	0,80
NTAXTRICH	0,67	0,52		0,90	0,87
NTAXEPT	0,79	0,79	0,90		0,98
NTAXPOET	0,84	0,80	0,87	0,98	

Note : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Composition taxonomique

Parmi les quelques variables les plus performantes, le pourcentage d'éphéméroptères, plécoptères, et trichoptères (%EPT) est le meilleur représentant de sa catégorie (tableau 7). Le pourcentage d'EPT excluant les Hydropsychidae (%EPT-HYDR) a une performance avoisinante, mais le faible pourcentage d'Hydropsychidae dans les échantillons, soit moins de 3 %, ne justifie pas cette exclusion.

Tableau 7 Corrélations (r_s) entre les variables de composition taxonomique

	%EPT	%EPT- HYDR	%INSECTES	%CHIRMINI/CHIRO	%COC
%EPT		0,96	0,75	-0,36	-0,84
%EPT-HYDR	0,96		0,72	-0,36	-0,83
%INSECTES	0,75	0,72		-0,37	-0,61
%CHIRMINI/CHIRO	-0,36	-0,36	-0,37		0,42
%COC	-0,84	-0,83	-0,61	0,42	

Note : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Tolérance à la pollution de l'eau

On remarque que toutes les variables appartenant à cette catégorie sont fortement corrélées entre elles. L'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) possède les meilleures corrélations avec les autres variables de tolérance à la pollution, avec des résultats supérieurs à 0,8 (tableau 8).

Tableau 8 Corrélations (r_s) entre les variables de tolérance à la pollution

	NTAXEPTM	% EPTM	NTAXINTOL	% TAXTOL	% TOL	% TAXINTOL	% INTOL	HBI
NTAXEPTM		0,87	0,96	-0,87	-0,68	0,91	0,88	-0,85
%EPTM	0,87		0,88	-0,79	-0,78	0,89	0,95	-0,94
NTAXINTOL	0,96	0,88		-0,88	-0,69	0,96	0,93	-0,87
%TAXTOL	-0,87	-0,79	-0,88		0,74	-0,87	-0,86	0,85
%TOL	-0,68	-0,78	-0,69	0,74		-0,70	-0,75	0,91
%TAXINTOL	0,91	0,89	0,96	-0,87	-0,70		0,91	-0,88
%INTOL	0,88	0,95	0,93	-0,86	-0,75	0,91		-0,93
HBI	-0,85	-0,94	-0,87	0,85	0,91	-0,88	-0,93	

Note : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Choix de la deuxième variable de chaque catégorie

La sélection des deuxième variables de chacune des catégories s'est faite selon les critères suivants :

Richesse taxonomique

Les quatre variables restantes sont toutes corrélées à la variable (NTAXPOET). Comme le nombre total de taxons (NTAXTOT), également appelé « richesse taxonomique », est une composante de la majorité des indices utilisés dans le monde, il constitue le second choix de cette catégorie malgré un r_s de 0,84 avec le nombre de taxons POET (tableau 6).

Composition taxonomique

Le pourcentage de crustacés, oligochètes et Chironomidae (%COC) est une variable qui performe bien. Cependant, la réponse prédite des crustacés à la suite de l'augmentation des perturbations est controversée dans la littérature. En effet, certains auteurs prévoient une augmentation et d'autres une diminution (Stribling *et al.*, 1998; Barbour *et al.*, 1996; Butcher *et al.*, 2003; Griffith *et al.*, 2005). De plus, les crustacés cladocères et copépodes qui, dans cette étude, font partie intégrante des échantillons sont parfois exclus de suivis semblables où ils ne sont pas considérés comme des organismes benthiques (McDermott *et al.*, 2010).

Le pourcentage de Chironomini/Chironomidae (%CHIRMINI/CHIRO) a été comparé avec le pourcentage de Chironomini dans l'échantillon (figure 5). Alors que la première variable semblait bien fonctionner, la seconde montre clairement la mauvaise interprétation pouvant découler des variables de rapport genre/famille ou tribu/famille.

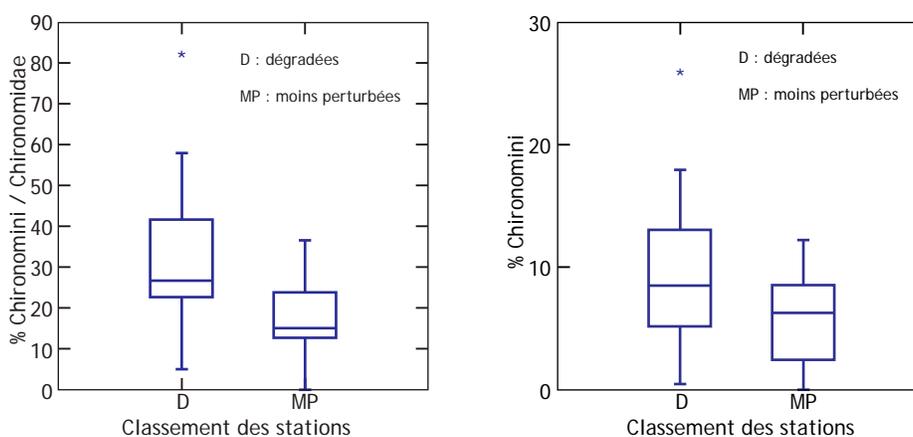


Figure 5 Variables pourcentage de Chironomini / Chironomidae et pourcentage de Chironomini

Le pourcentage d'EPT sans Hydropsychidae (%EPT-HYDR) ne peut être sélectionné comme deuxième variable étant donné sa forte ressemblance avec le pourcentage d'EPT. Le tableau 7 présente un r_s de 0,96, et la relation entre ces deux variables est linéaire.

Le pourcentage d'insectes constitue donc le second choix dans cette catégorie. Le r_s entre le pourcentage d'EPT et le pourcentage d'insectes est de 0,75, et cette relation n'est pas linéaire. Toutefois, cette variable est fortement corrélée avec l'indice biotique d'Hilsenhoff ($r_s = 0,88$). Ces deux variables sont conservées, car la relation est non linéaire, comme l'illustrent les deux graphiques de la figure 6.

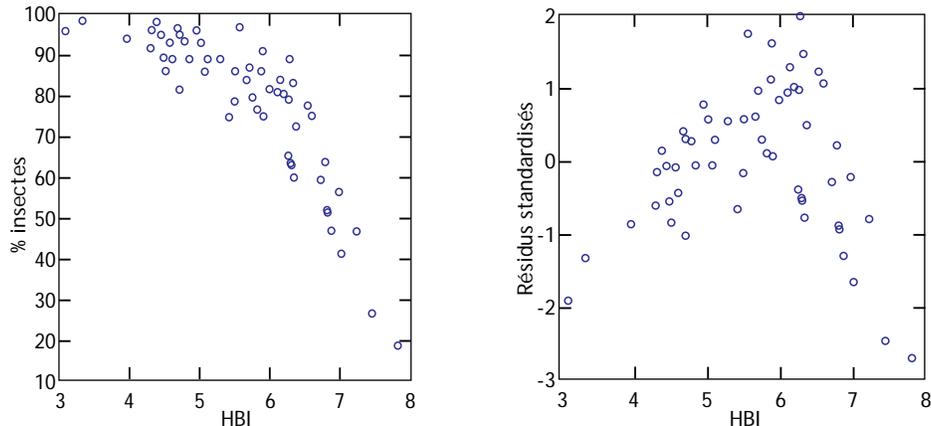


Figure 6 Relation entre le pourcentage d'insectes et le HBI

Tolérance à la pollution

Le choix de la seconde variable de tolérance à la pollution s'est effectué selon un principe énoncé dans Maxted *et al.* (2000), qui consiste à choisir une variable qui semble la moins redondante avec celles des autres catégories. Les variables dont les corrélations de Spearman ont des valeurs supérieures à 0,85 et des relations linéaires (Barbour *et al.*, 1996) avec les variables déjà choisies sont éliminées. Ainsi sont éliminées les variables suivantes :

- ◇ **nombre de taxons EPT modifié (NTAXEPTM)**
(un r_s de 0,95 avec le nombre de taxons POET et une relation linéaire [annexe 8]);
- ◇ **nombre de taxons intolérants (NTAXINTOL)**
(un r_s de 0,90 avec le nombre de taxons POET et une relation linéaire [annexe 8]);
- ◇ **pourcentage d'organismes tolérants (%TOL)**
(un r_s de -0,87 avec pourcentage d'insectes et une relation linéaire [annexe 8]).

Reste donc :

- ◇ **pourcentage d'EPT modifié (%EPTM)**
(un r_s de -0,94 avec HBI);
- ◇ **pourcentage de taxons tolérants (%TAXTOL)**
(un r_s de 0,85 avec HBI);
- ◇ **pourcentage de taxons intolérants (%TAXINTOL)**
(un r_s de -0,88 avec HBI);
- ◇ **pourcentage d'organismes intolérants (%INTOL)**
(un r_s de 0,93 avec HBI).

Étant donné les corrélations élevées (tableau 9), la linéarité des relations entre ces variables et l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) a été prise en compte. Les variables dont la relation, bien que forte, est non linéaire peuvent être prises toutes les deux. Elles sont alors considérées comme non redondantes. Les résidus de ces relations ont été observés pour confirmer le patron non linéaire (figure 7).

Tableau 9 Corrélations (r_s) entre les cinq variables choisies pour l'ISB_m et les variables de tolérance à la pollution

	HBI	TAXEPTM	%EPTM	TAXINTOL	%TAXTOL	%TAXINTOL	%TOL	%INTOL
NTAXTOT	-0,53	0,74	0,52	0,73	-0,61	0,57	-0,41	0,61
TAXPOET	-0,77	0,95	0,77	0,90	-0,82	0,82	-0,63	0,81
%EPT	-0,82	0,68	0,77	0,66	-0,68	0,67	-0,79	0,77
%INSECTES	-0,88	0,73	0,80	0,72	-0,77	0,77	-0,87	0,76
HBI		-0,85	-0,94	-0,87	0,85	-0,88	0,91	-0,93

Note : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

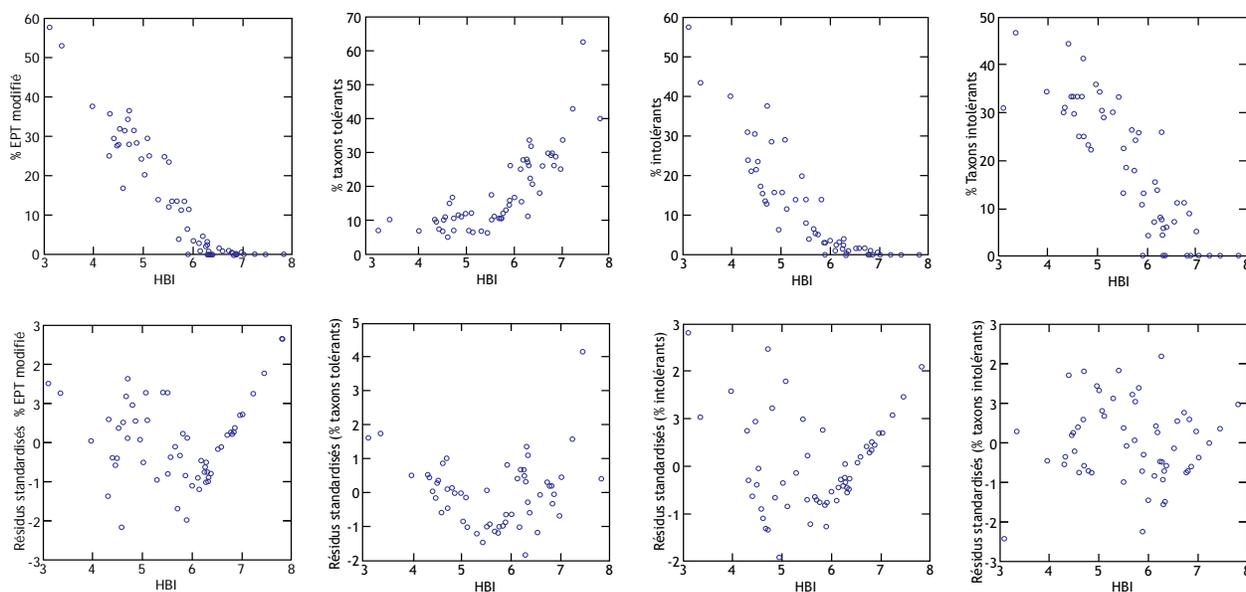


Figure 7 Relations entre certaines variables de tolérance et le HBI

La relation entre le HBI et le pourcentage de taxons tolérants (%TAXTOL) est clairement non linéaire, et la corrélation de Spearman de 0,85 est la moins élevée parmi les variables restantes. Le pourcentage de taxons tolérants possède une efficacité discriminante de 100 % et la meilleure sensibilité de toutes les variables. Elle constitue le second choix dans le bloc des variables de tolérance.

Évaluation des variables

- ◇ Capacité de différenciation entre des stations de référence et des stations dégradées (méthode : efficacité discriminante [ED], sensibilité et boîtes à moustaches)
- ◇ Précision des variables (coefficient de variation [CV])
- ◇ Représentation des différents aspects d'une communauté (richesse taxonomique, composition taxonomique et tolérance à la pollution de l'eau)
- ◇ Redondance minimale entre les différentes variables (méthode : corrélation de Spearman et linéarité des relations)

2.3 Valeurs de référence et formule de standardisation

La méthode utilisée pour établir les valeurs de référence des différentes variables est celle suggérée par Gerritsen *et al.* (2000) et Burton et Gerritsen (2003). Blocksom (2003) l'a jugée la plus performante parmi celles qu'elle a testées pour l'indice multimétrique MBII (*Macroinvertebrate Biotic Integrity Index*) aux États-Unis. Il s'agit d'une méthode de pointage qui utilise des cotes continues; l'indice peut ainsi prendre toutes les valeurs entre 0 et 100.

Les valeurs de référence des variables sont établies avec le 95^e ou le 5^e centile de l'ensemble des échantillons prélevés de 2006 à 2008 selon la réponse prédite de la variable à la dégradation de la qualité de l'eau et de l'habitat. Pour chacun des échantillons, la valeur des variables est ramenée sur une échelle en pourcentage. Pour les variables dont la valeur diminue avec l'accroissement des perturbations, on utilise le 95^e centile. Cette valeur représente les meilleures valeurs obtenues tout en évitant les valeurs extrêmes. Pour calculer la valeur en pourcentage des variables diminuant avec l'accroissement des perturbations, la formule de standardisation est donc :

$$\text{Valeur} = \left[\frac{X}{X_{95} - X_{\min}} \right] * 100$$

X = valeur calculée de la variable

X₉₅ = 95^e centile des valeurs de la variable pour tous les échantillons

X_{min} = valeur minimale possible (habituellement 0)

Par exemple : Le pourcentage d'EPT est une variable diminuant avec les perturbations. Le 95^e centile de toutes les stations est de 58,7 %. La valeur minimale possible est de 0 %. Donc, pour une station ayant 9,5 % d'EPT, on obtient une valeur standardisée de 16,2 %.

$$16,2 = \left[\frac{9,5}{58,7 - 0} \right] * 100$$

Pour les variables dont la valeur augmente avec l'accroissement des perturbations, on utilise le 5^e centile. Cette valeur représente les meilleures valeurs obtenues tout en évitant les valeurs extrêmes. Pour calculer la valeur en pourcentage des variables augmentant avec l'accroissement des perturbations, la formule de standardisation est donc :

$$\text{Valeur} = \left[\frac{X_{\max} - X}{X_{\max} - X_5} \right] * 100$$

X = valeur calculée de la variable

X₅ = 5^e centile des valeurs de la variable pour tous les échantillons

X_{max} = valeur maximale possible (10 pour l'indice biotique d'Hilsenhoff (HBI) ou 100 pour les variables en pourcentage)

Par exemple : Le HBI est une variable augmentant avec les perturbations. Le 5^e centile de toutes les stations est de 4,07. La valeur maximale possible est de 10. Donc, pour une station ayant une valeur de HBI de 5,72, on obtient une valeur standardisée de 72,2 %.

$$72,2 = \left[\frac{10 - 5,72}{10 - 4,07} \right] * 100$$

2.4 Indice de santé du benthos (ISB_m)

L'indice de santé du benthos des rivières à substrat meuble (ISB_m) est composé de six variables. Ces variables de communautés avec leur valeur de référence (obtenue selon la méthode de la section 2.3) et la formule de standardisation utilisée sont présentées dans le tableau 10. Les variables standardisées et l'ISB_m de chacune des stations sont présentés à l'annexe 9. L'ISB_m pour une station donnée représente la moyenne des six variables sélectionnées.

Tableau 10 Variables de l'ISB_m

Variable diminuant avec la dégradation	Valeur de référence X ₉₅	X _{min}	Formule de standardisation
Nombre total de taxons	36,1	0	(x / 36,1) * 100
Nombre de taxons POET	15,7	0	(x / 15,7) * 100
% EPT	58,7	0	(x / 58,7) * 100
% d'insectes	96,9	0	(x / 96,9) * 100
Variable augmentant avec la dégradation	Valeur de référence X ₅	X _{max}	
% de taxons tolérants	6,6	100	((100 - x) / (100 - 6,6)) * 100
HBI	4,07	10	((10 - x) / (10 - 4,07)) * 100

2.4.1 Borne principale de l'indice ou biocritère

La borne principale de l'indice, ou biocritère, sépare les stations dont la valeur de l'indice est comparable aux stations « moins perturbées » de celles qui sont dégradées. Une valeur de l'indice égale ou supérieure à ce seuil caractérise une station en bon état, alors qu'une valeur sous ce seuil indique une station dégradée. C'est la séparation majeure et la plus importante pour l'interprétation de l'indice. Dans la littérature (Stark et Maxted, 2007; Burton et Gerritsen, 2003; MDDEFP, 2012), la valeur retenue pour établir ce seuil varie entre le 5^e et le 25^e centile des valeurs d'indice obtenues dans les stations

les moins perturbées. Le choix du 5^e centile est opportun dans le cas où les stations les moins perturbées sont à l'état naturel et subissent peu de perturbations anthropiques, c'est-à-dire celles qu'on peut qualifier de stations de référence. Les stations les moins perturbées de cette étude ont de 4,7 % à 34,7 % de leur territoire en agriculture, le critère de sélection ayant été établi à moins de 35 %. Pour cette raison, le choix réaliste du 25^e centile a été retenu, et la valeur calculée (Cleveland, SYSTAT) est de 81,6 %.

Stark et Maxted (2007) et Maxted *et al.* (2000) ont établi le même seuil pour les cours d'eau à substrat meuble de Nouvelle-Zélande et de la plaine côtière de l'est des États-Unis. Ce choix assure le classement conforme de 100 % des stations dégradées, soit 20/20. Ces stations se situent donc toutes sous le biocritère. Soixante-dix-sept pourcent des stations les moins perturbées se situent au-dessus du biocritère, soit 17/22. Deux stations tests sur 14 se positionnent parmi les stations les moins perturbées.

2.4.2 Classes de l'indice

Après l'établissement du biocritère, quatre classes de qualité ont été déterminées. La façon d'établir les classes sous le critère s'est inspirée des travaux de Burton et Gerritsen (2003) et de Barbour *et al.* (1999). Ainsi, une séparation tripartite a été choisie. Un terme qualitatif assigné à chacune des classes de qualité facilite la communication entre les intervenants. Il permet aussi d'évaluer l'ampleur des efforts à consacrer dans le bassin versant pour élever l'indice de santé au-dessus de la borne principale. L'état de santé d'un cours d'eau dont l'indice est « précaire » devrait s'avérer plus facile à récupérer qu'un cours d'eau dont l'indice est « mauvais » ou « très mauvais ». Les classes de l'ISB_m et les termes les accompagnant sont présentés au tableau 11.

Tableau 11 Classes de qualité de l'ISB_m

81,6-100	Bonne
54,4-81,5	Précaire
27,2-54,3	Mauvaise
0-27,1	Très mauvaise

Contrairement à ce qu'on trouve dans certaines études (MDDEFP, 2012; Burton et Gerritsen, 2003), il n'a pas été jugé pertinent d'établir une classe « supérieure » ou « excellente ». Différentes options ont été étudiées (75, 80 et 90^{es} centiles), mais rien ne semblait justifier l'ajout d'une telle classe. Trois facteurs soutiennent cette décision :

- ◇ le nombre limité de stations;
- ◇ la quasi-inexistence de « vraies » stations de référence dans les données disponibles à cause de la forte occupation par l'agriculture du territoire étudié;
- ◇ la difficulté de distinguer les stations dont la communauté est favorisée par un apport modéré de nutriments.

2.4.3 Variation de l'indice

Deux échantillonnages effectués à la même station dans les mêmes conditions peuvent donner lieu à des valeurs de l'ISB_m légèrement différentes. Cette variabilité naturelle de l'indice peut être évaluée de deux façons. Dans un premier temps, elle a été évaluée à partir de la valeur de l'écart-type de l'ISB_m dans les stations les moins perturbées (Burton et Gerritsen, 2003). L'écart-type obtenu est de 9,7 %.

L'autre façon d'estimer cette variabilité est de calculer la différence entre les valeurs de l'indice obtenues dans les stations les moins perturbées dont l'échantillonnage a été fait plus d'une année (Stark et Maxted, 2007). Il s'agit donc des différences interannuelles de l'indice de santé du benthos des stations qui n'ont pas subi de transformations majeures entre ces années. Ces différences interannuelles sont établies à partir de 10 paires de données et varient de 0,3 à 9,9 %; leur moyenne est de 3,7 % et leur médiane de 2,7 %. Pour plus de sécurité, la valeur de 9,9 %, soit le plus grand écart rencontré, a été retenue.

Les deux méthodes employées pour établir la variabilité mènent au même résultat, soit une valeur arrondie à 10 unités. Cette variabilité de l'indice, également appelée « zone grise », est située sous la borne principale, soit entre 81,6 et 71,6. Les stations dont l'indice se situe entre ces deux valeurs ne peuvent être clairement incluses dans les stations en condition précaire. Burton et Gerritsen (2003) suggèrent de retourner échantillonner ces stations pour en vérifier la variabilité naturelle. Cette valeur de 10 unités peut également être considérée comme le degré de précision de l'indice.

3 Résultats et discussion

3.1 Classement des stations selon l'ISB_m

La figure 8 illustre une disposition ascendante des résultats de l'indice de santé du benthos (ISB_m). Les stations présentées en abscisse, en bleu et en caractères gras, correspondent aux stations les moins perturbées sélectionnées *a priori* selon les critères présentés à la section 1.3.1. Les stations en rouge et soulignées étaient désignées comme dégradées. Les autres stations sont les stations tests.

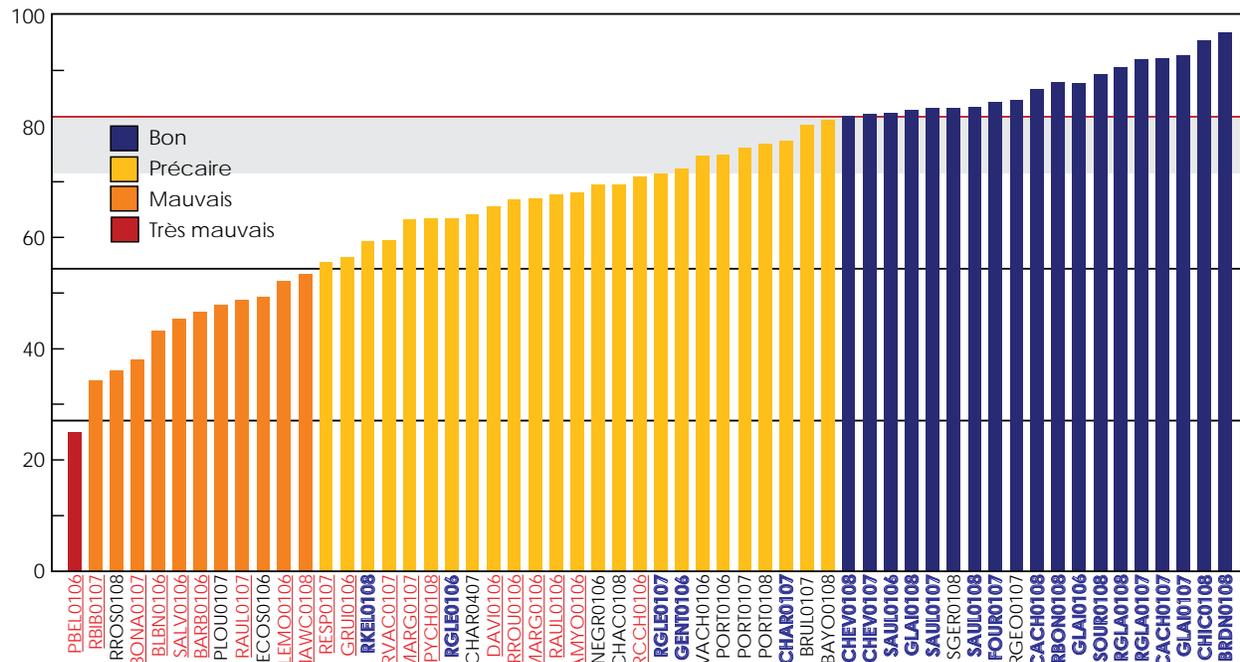


Figure 8 Classement de l'ISB_m aux stations échantillonnées de 2006 à 2008

Groupement des stations pour mettre au point l'ISB_m

A priori : critères indépendants de la communauté benthique en place
(occupation du territoire, qualité de l'eau et qualité de l'habitat)

Stations dégradées Stations tests Stations moins perturbées

Classement des stations en fonction des valeurs de l'ISB_m

A posteriori : indice de santé du benthos (ISB_m) dépendant uniquement
de la communauté benthique en place

Très mauvais Mauvais Précaire Bon

On constate que 100 % (20/20) des stations désignées comme dégradées selon les critères établis *a priori* se positionnent sous la borne principale et même sous la zone grise dont la borne inférieure est de 71,6 %. Dix-sept stations sur 22 considérées comme moins perturbées *a priori* se situent au-dessus du critère. Les cinq stations restantes sont sous le biocritère; parmi elles, une se situe à l'intérieur de la zone grise. Les autres stations, ou stations tests, se répartissent entre les classes « mauvaise », « précaire » et « bonne » de l'indice. Deux stations tests sur 14 se positionnent parmi les stations dont l'indice indique un bon état. Huit des neuf stations échantillonnées sur plus d'une année ont un classement interannuel similaire. À la station du ruisseau des Aulnages, les valeurs d'ISB_m varient de 18,9 points entre 2006 et 2007. Bien que cette station soit classée sous le biocritère dans les deux cas, elle est dans la classe « précaire » en 2006 et « mauvaise » en 2007.

Stations dont l'ISB_m est « bon »

Comme mentionné précédemment, 17 stations désignées *a priori* comme moins perturbées ont un ISB_m appartenant à la classe « bonne ». Deux cours d'eau, la rivière Saint-Germain (SGER0108) et le ruisseau Saint-Georges (RGEO0107), n'étaient cependant pas inclus *a priori* parmi les stations moins perturbées. La communauté de macroinvertébrés caractérisant ces stations semble avoir bénéficié d'un environnement immédiat de bonne qualité, et les valeurs atteintes par l'ISB_m sont dans la classe « bonne ». Dans les deux derniers kilomètres en amont de la station, sur une largeur de 60 m, ces deux stations ont plus de 80 % de milieux naturels constitués de forêt et de milieux humides non exploités. Cette donnée atteint même 100 % pour le ruisseau Saint-Georges. Richard et Giroux (2004) ont également constaté l'effet bénéfique de cette zone forestière sur l'intégrité biologique du ruisseau Saint-Georges. Cela concorde avec l'observation effectuée par Storey et Cowley (1997), qui suggèrent une récupération de la communauté benthique lorsque la rivière traverse une forêt d'une longueur de 600 m. Par ailleurs, Wooster et DeBano (2006) ont démontré que les cours d'eau en milieu agricole qui traversent une parcelle de forêt ont une richesse taxonomique plus élevée que ceux qui n'en traversent pas. Les stations des cours d'eau en forêt sont plus susceptibles que les autres de présenter des débris végétaux. Les troncs d'arbres, les branches et les amoncellements de feuilles mortes sont les habitats les plus productifs des cours d'eau à faible débit. Benke *et al.* (1985) ont constaté lors d'une étude dans les cours d'eau à faible gradient que la diversité des macroinvertébrés, la biomasse et la productivité étaient considérablement plus élevées dans les débris végétaux que dans le sable ou les sédiments plus fins. Ils ont également constaté que de cet habitat, qui ne représentait que 4 % des habitats disponibles du tronçon étudié, relevaient 60 % de la biomasse et 16 % de la productivité. C'est dire que la végétation de part et d'autre d'un cours d'eau participe à la structuration de l'habitat.

Selon Wasson *et al.* (1998), les arbres vivants ou morts contribuent fortement à la diversification du cours d'eau à substrat meuble. Le bois mort tombé dans l'eau crée des conditions hydrauliques plus hétérogènes. Toute action favorisant l'évacuation rapide de l'eau, tels le redressement des cours d'eau, le reprofilage du lit ou son « nettoyage », rend les conditions hydrauliques plus homogènes. Cette uniformité amène la disparition d'habitats comme les fosses et les embâcles de végétaux. Le réseau trophique des écosystèmes d'eau courante dépend beaucoup des apports en matières organiques

allochtones. La rétention et l'accumulation de débris végétaux, dont se nourrissent certains organismes aquatiques, dépendent de structures physiques appelées « rugosités ». Ainsi, les roches, branches et fosses retiennent les débris végétaux que les invertébrés consommeront (Wasson *et al.*, 1998). Les débris ligneux ont une influence sur la vitesse locale du courant, la rétention de matières organiques et l'accroissement du périphyton (Poole, 2010). La coupe des arbres entraîne la disparition des structures de rétention, influe sur le tracé du cours d'eau, homogénéise les habitats aquatiques et nuit à la biodiversité et à la productivité.

À l'opposé, pour certaines stations classées *a priori* parmi les moins perturbées (RKEL0108, RGLE0106, RGLE0107, GENT0106 et CHAR0107), la communauté benthique en place n'a pas confirmé cet état. La communauté benthique du ruisseau Kelly (RKEL0108) est dominée à plus de 32,5 % par le coléoptère *Dubiraphia* sp. Cela a un effet sur les variables composant l'indice, en particulier le pourcentage d'EPT, qui représente 21,3 % de la communauté, comparativement à une valeur moyenne de 75,6 % pour les stations associées à un bon état. Dans l'annexe 9, on peut constater que toutes les variables composant l'indice, mis à part le pourcentage d'insectes, ont des valeurs plus basses que celles obtenues par les stations en bon état. De plus, cette station se situe à la limite du critère de sélection des stations moins perturbées avec 34,1 % du territoire en agriculture.

Pour le ruisseau Gervais-Léveillé (RGLE0106, RGLE0107), la variable qui pose problème est également le pourcentage d'EPT qui, pour les deux années, est semblable et avoisine les 28 %. La différence de 7,9 unités de l'indice entre les années 2006 et 2007 est attribuable à la différence dans le nombre total de taxons, qui est de 14, dont quatre taxons POET. L'occupation du territoire dans un corridor de 60 m sur 2 km révèle plus de 90 % de territoire naturel. Cependant, 30 % de cette superficie a subi des coupes partielles, et le pourcentage de couvert forestier résiduel varie de 25 à 60 % (SIEF). L'hypothèse selon laquelle la santé précaire des organismes benthiques pourrait être attribuable en partie à l'exploitation forestière du secteur serait à approfondir.

Pour la rivière Gentilly (GENT0106), le pourcentage d'EPT, le nombre de taxons POET et le HBI sont les principales variables faisant baisser l'indice. Cela est attribuable au fait que les diptères Chironomidae et les annélides oligochètes représentent 45 % de l'échantillon. Ces taxons sont reconnus comme étant tolérants à la pollution, et leur nombre important indique une santé biologique altérée.

La variable déclassante de l'ISB_m pour la décharge du lac Sainte-Anne (CHAR0107) est le pourcentage d'EPT. L'échantillon est constitué à 60 % de Chironomidae et à 10 % d'oligochètes. Il faut souligner que dans le bassin, la proportion du territoire en agriculture est assez élevée, soit 30,7 %, et que le pourcentage de territoire exploité dans le corridor de 60 m sur 2 km avoisine les 70 %. Le phosphore total contenu dans les échantillons de la décharge de la rivière Sainte-Anne (0,058 mg/l) dépasse nettement le critère de protection contre l'eutrophisation de 0,03 mg/l.

Stations dont l'ISB_m est « mauvais » ou « très mauvais »

La variable qui fait le plus descendre la cote de l'indice est le pourcentage d'EPT. La moyenne de cette variable pour les stations de ces deux classes est de 9,4 % et la médiane, de 5,8 %. Deux stations ont pour cette variable un score de 0 %, soit le ruisseau Rousse (RROS0108) et la petite rivière Bellevue (PBEL0106).

Outre les problèmes d'occupation du territoire (59,4 % en agriculture), de mauvaise qualité de l'eau (N = 2,7 mg/l, P = 0,15 mg/l [annexe 5]) et de l'habitat (IQH_m = 49,5 %), un problème additionnel s'est présenté lors de l'échantillonnage de la petite rivière Bellevue. Le fond de la rivière était tapissé de branches provenant probablement de végétation riveraine fauchée et jetée dans le cours d'eau. Le processus de décomposition consomme de grandes quantités d'oxygène, et on peut supposer un manque d'oxygène à certains moments du cycle journalier. Aucune donnée d'oxygène n'appuie cependant cette hypothèse. À l'exception du pourcentage de taxons tolérants, les variables de l'indice présentent les résultats les plus bas des 56 stations étudiées, résultats attribuables à un échantillon composé à 80 % d'oligochètes. Il serait intéressant d'échantillonner à nouveau cette rivière à un endroit où cet élément particulier de l'habitat n'est pas présent.

La station du ruisseau Rousse était classée *a priori* dans les stations tests avec près de 49 % de son bassin en agriculture. Son ISB_m est toutefois le troisième plus mauvais parmi les stations échantillonnées. La communauté benthique est composée à 43,5 % de Chironomidae et à 48 % d'oligochètes. Deux taxons constituent donc plus de 90 % de la communauté benthique, élément qui démontre un milieu très perturbé. L'agriculture de ce bassin a la particularité d'être nettement dominée par les cultures maraîchères et la pomiculture, activités qui utilisent des quantités de pesticides plus importantes que la plupart des cultures. Ces pesticides peuvent nuire à la faune aquatique (Giroux, 1998; Giroux et Fortin, 2010).

Le ruisseau Bibeau (RBIB0107) présente également un mauvais état de santé du benthos. Le pourcentage de taxons tolérants à la pollution est le plus élevé parmi les stations, ce qui donne, une fois la donnée standardisée, la cote la plus faible. La communauté est constituée à 57 % d'oligochètes, et le HBI présente la deuxième plus mauvaise valeur de l'ensemble des stations. De plus, la concentration médiane de phosphore total à cette station est la plus élevée parmi l'ensemble des stations étudiées, avec une valeur de 1,60 mg/l (annexe 5). Cette valeur est nettement supérieure au critère de 0,03 mg/l pour la protection des cours d'eau contre l'eutrophisation. Il est clair que le fait que 75 % du bassin est en agriculture a des répercussions négatives sur la vie aquatique.

Deux autres stations désignées *a priori* comme des stations tests ont un ISB_m indiquant un mauvais état : la rivière des Écossais (ECOS0106) et la petite rivière du Loup (PLOU0107). La station des Écossais, bien que n'ayant que 26 % d'agriculture et 71 % de milieu naturel, est caractérisée par un environnement défavorable immédiatement en amont du point d'échantillonnage. Le corridor de 60 m sur 2 km précédant la station n'a que 5 % de milieu naturel et a 95 % de milieu exploité (95 % d'agriculture), facteurs défavorables aux organismes vivants. L'environnement rapproché a donc, selon sa composition, des effets favorables ou, comme dans le cas présent, des effets défavorables sur la communauté benthique en place.

L'occupation du territoire du bassin versant à la station de la petite rivière du Loup (PLOU0107) est agricole à 36 %. L'environnement dans le corridor de 60 m sur 2 km comporte 59 % de territoire naturel, ce qui ne peut expliquer un si piètre résultat. La station d'échantillonnage se trouve à proximité de la municipalité de Sainte-Ursule. Le rejet de l'usine de traitement des eaux usées et l'ouvrage de surverse se trouvent en aval du point d'échantillonnage et ne peuvent être mis en cause. Les eaux usées des deux entreprises de la municipalité sont traitées à même le réseau municipal. L'indice de qualité d'habitat est de 53,5 % et est le 11^e plus mauvais des 56 stations étudiées. Ce facteur peut expliquer, du moins en partie, la faible valeur de l'ISB_m. Les recherches n'ont pas permis de trouver d'autres facteurs expliquant cette valeur. Soulignons que Boissonneault (2005) a obtenu, dans le même secteur, une valeur de l'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) associée à une très mauvaise qualité de l'eau. Il serait intéressant d'échantillonner à nouveau cette station pour vérifier la constance de ce résultat et tenter de déterminer la ou les causes plus précisément.

Un élément intéressant à noter est que tous les cours d'eau dont l'occupation du territoire dans le corridor de 60 m sur 2 km se situe entre 90 et 100 % en milieux exploités (zone urbaine, agriculture, route, etc.) ont des ISB_m dans la classe « mauvaise ». Il s'agit des rivières Salvail (SALV0106), des Écossais (ECOS0106), Blanche (BLBN0106), Lemoine (LEMO0106) Bonaventure (BONA0107) et du ruisseau Bibeau (RBIB0107). Comme la rivière des Écossais, la rivière Bonaventure a un pourcentage de territoire exploité au niveau du bassin drainé qui n'explique pas le faible résultat de l'ISB_m. Encore une fois, le mauvais environnement à proximité du point d'échantillonnage semble avoir un effet négatif sur les communautés benthiques.

Selon Roy *et al.* (2003), les berges, à l'instar des débris végétaux, peuvent servir de refuge dans les systèmes très perturbés ou lors de crues. Dans leur étude, la richesse taxonomique des macroinvertébrés habitant les berges augmente à mesure que la taille du substrat diminue et que s'accroît la mobilité du lit du cours d'eau. Les macrophytes se sont souvent avérés absents des cours d'eau étudiés. Les débris végétaux sont parfois rares dans certains cours d'eau, allant même jusqu'à la quasi-absence. Dans ces situations de manque d'habitats favorables à la faune benthique, les berges représentent l'habitat susceptible d'abriter une faune plus diversifiée. Quand les débris végétaux sont absents, les berges constituent le seul habitat favorable restant, et un habitat plus homogène abrite une faune moins diversifiée.

Comme souligné précédemment, l'ISB_m du ruisseau des Aulnages (RAUL0106- RAUL0107) connaît une baisse de 18,9 points entre les années 2006 et 2007. Toutes les composantes de l'indice ont des résultats bien inférieurs la seconde année d'échantillonnage. Les variables qui montrent les plus grandes différences appartiennent à la catégorie de la richesse taxonomique. Le nombre total de taxons et le nombre de taxons POET ont subi une baisse d'environ 30 % une fois les variables standardisées. Rien dans l'échantillonnage sur le terrain, dans le travail au laboratoire ou dans les données d'habitat et de qualité de l'eau ne peut expliquer cette baisse. Cependant, une forte pluie a eu lieu le 11 septembre 2007, soit six jours avant l'échantillonnage. Au plus fort de l'averse, il est tombé 14,4 mm de pluie en une heure. La station de débit la plus près est située sur la rivière Noire à 6 km de la station. Bien que le territoire drainé à cette station de débit soit

bien plus important, les débits entre le 10 et le 13 septembre ont augmenté d'un facteur de plus de 16. Les territoires fortement agricoles avec drainage sont particulièrement sensibles à l'augmentation rapide des débits attribuables aux fortes précipitations (Leduc et Roy, 1990). L'amont de cette station a 87 % de son territoire en agriculture. Par conséquent, il est probable que la baisse de l'ISB_m entre les deux années soit attribuable à cette pluie. Bien que le protocole utilisé recommande de laisser le milieu récupérer après de tels événements, il arrive que des averses locales puissent passer inaperçues. Les zones boisées sont moins perturbées par de telles précipitations. Les débits y sont plus constants, et les pluies y troublent moins la stabilité des habitats. Cette station du ruisseau des Aulnages pourrait être échantillonnée de nouveau pour vérifier cette hypothèse.

3.2 Relation entre l'ISB_m et les autres données

Indice de qualité de l'habitat et indice de qualité de la bande riveraine

L'indice de qualité de l'habitat des cours d'eau à substrat meuble (IQH_m) comporte 10 variables : les habitats aquatiques, le substrat des fosses, l'abondance des fosses, la sédimentation, le degré de marnage, la modification du cours d'eau, la stabilité des berges, la protection végétale des berges, la sinuosité et la largeur de la bande végétale. Bien que plusieurs des composantes de cet indice sont évaluées localement (100 m), la plupart dépendent de l'utilisation du territoire en amont. Par exemple, l'abondance des fosses est influencée par l'occupation du territoire en amont, bien au-delà des 100 m évalués. L'absence de forêt influe sur la stabilité du cours d'eau, et le ravinement entraîne des sédiments qui combleront les fosses. Les corrélations entre l'IQH_m et l'occupation du territoire sont plus fortes à l'échelle du bassin, ce qui appuie cette affirmation (tableau 12). La corrélation de Spearman entre l'ISB_m et l'IQH_m est de 0,61 (annexe 10); un habitat de bonne qualité soutient habituellement des communautés en santé et donne lieu à un bon ISB_m.

Tableau 12 Corrélations (r_s) entre l'IQH_m, l'IQBR, l'ISB_m et l'occupation du territoire

	Bassin drainé		Corridor 400 m x 2 km		Corridor 60 m x 2 km	
	% naturel Landsat	% exploité Landsat	% naturel Landsat	% exploité Landsat	% naturel SIEF	% exploité SIEF
IQH _m	0,61	-0,62	0,42	-0,45	0,52	-0,52
IQBR	-0,01	0,02	0,32	-0,31	0,33	-0,33
ISB _m	0,68	-0,67	0,49	-0,51	0,54	-0,54

Note : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

L'indice de qualité de la bande riveraine (IQBR) a une corrélation (r_s) avec l'ISB_m de 0,34 (annexe 10), donc l'association est négligeable. On peut établir le même constat entre l'IQBR et l'occupation du territoire dans les corridors de 60 m et 400 m sur 2 km (tableau 12). Cela démontre, dans le cas des données traitées, que l'environnement riverain immédiat, bien qu'important, a une influence limitée sur la communauté de macroinvertébrés. Rappelons que la largeur caractérisée pour l'IQBR est de 10 m de part et d'autre du cours d'eau et que la longueur est celle de la station, soit 100 m. Un milieu forestier doit avoir une superficie minimale pour être favorable à la communauté de macroinvertébrés. L'IQBR est corrélé à plus de 0,5 avec la proportion de substrat ligneux

échantillonné, la protection végétale, la largeur de la bande végétale et le couvert forestier (annexe 10), ce qui est conforme aux résultats attendus, une bonne bande riveraine ayant une influence favorable sur tous ces éléments.

Les boîtes à moustaches (figure 9) montrent que les valeurs médianes de l'IQH_m offrent un meilleur patron descendant que celles de l'IQBR. La plage de données possibles montre la complexité des relations dans les milieux vivants. La composition des communautés est rarement attribuable à un seul facteur. L'IQBR offre cependant une meilleure séparation des stations dont l'ISB_m est « mauvais » ou « très mauvais ».

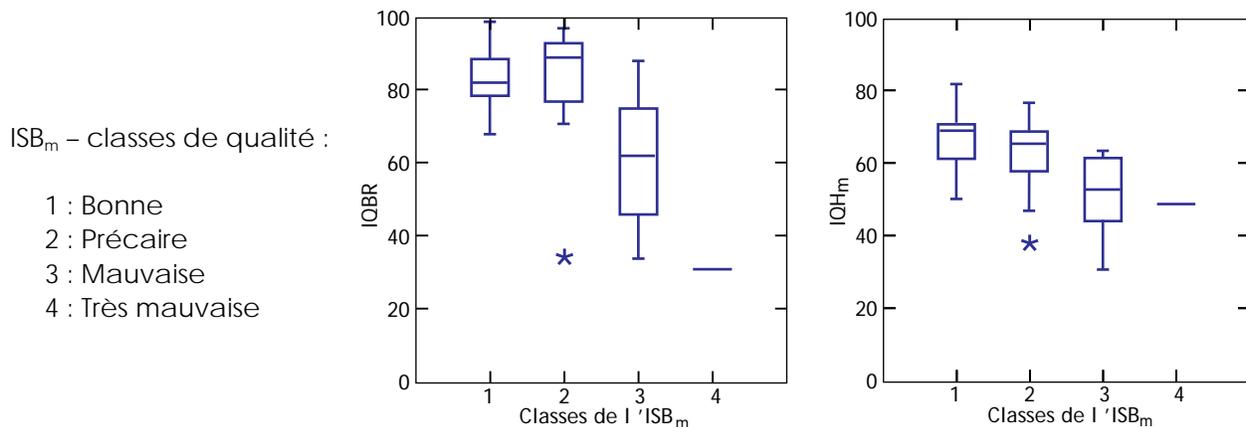


Figure 9 Boîtes à moustaches de l'IQBR et de l'IQH_m en fonction des classes de l'ISB_m

Vitesse de courant

Une autre variable environnementale corrélée avec l'ISB_m est la vitesse de courant. Celle-ci est évaluée de deux manières : de manière visuelle (trois catégories) sur toute la longueur de la station et par cinq mesures obtenues à l'aide d'un courantomètre à des endroits représentatifs de la station échantillonnée. Ces deux mesures sont corrélées entre elles ($r_s = 0,67$) et un peu moins fortement avec l'ISB_m (annexe 10). La relation significative ($r_s = 0,66$) entre la vitesse de courant et l'ISB_m est présentée à la figure 10.

Les embâcles, lorsque présents, ont été échantillonnés, car ils sont essentiellement constitués de substrat ligneux et d'amas de feuilles mortes. Des valeurs de vitesse y ont été prises. Les embâcles modifient le courant et le rendent plus hétérogène. Ils le ralentissent en amont, et le rétrécissement du chenal accélère ce dernier en aval. La présence d'embâcles n'a pas été systématiquement notée la première année du suivi, en 2006. Cette variable a été ajoutée au formulaire de prises de données à partir de 2007, et l'information a été compilée pour 33 stations. Les moyennes de courant, de l'IQH, de l'IQBR et de l'ISB_m sont toutes plus élevées lorsqu'il y a présence d'embâcles (tableau 13). Wooster et DeBano (2006) soulignent que l'augmentation de débris ligneux et d'embâcles peut accroître la diversité des organismes benthiques. De ces 33 stations, 30 % de celles dont l'ISB_m est sous la zone grise ont des embâcles à la station et sont considérées comme n'étant pas en bonne santé, tandis que 59 % des stations dont l'ISB_m est classé « bon » (> 81,6) ont un embâcle. L'hétérogénéité des habitats est une des clés d'un écosystème en santé. Un territoire forestier a une influence favorable sur cette

hétérogénéité. Il y a en effet plus de fosses et de débris ligneux dans les milieux forestiers (Wooster et DeBano, 2006).

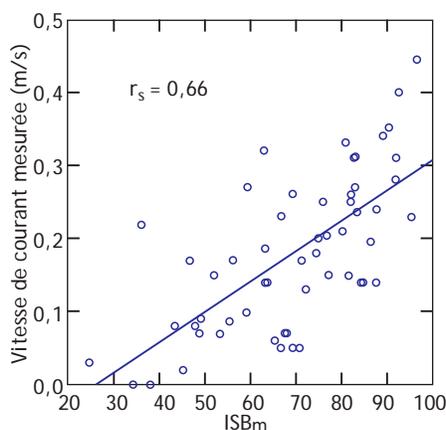


Figure 10 Relation entre la vitesse de courant mesurée aux stations et l'ISB_m

Tableau 13 Comparaison des valeurs moyennes des vitesses de courant, de l'IQH_m, de l'IQBR et de l'ISB_m aux stations avec ou sans embâcle (n = 33).

	Avec embâcle	Sans embâcle
Courant	0,26 cm/sec	0,18 cm/sec
IQH _m	68,5	58,5
IQBR	83,9	75,9
ISB _m	79,5	69,9

Occupation du territoire

La relation entre l'occupation du territoire du bassin en amont de la station d'échantillonnage et l'indice de santé du benthos est grande. Les coefficients de Spearman obtenus pour les thèmes majeurs de l'occupation du territoire (forêt, agriculture, cultures annuelles) sont tous supérieurs à 0,5 (négatif ou positif), et les corrélations de l'ISB_m avec le pourcentage de forêt et d'agriculture sont identiques, soit de 0,66 et -0,66 (tableau 14). L'occupation du territoire étudié étant surtout agricole, il est normal que le pourcentage de forêt soit un reflet assez fidèle du pourcentage d'agriculture.

Selon Giroux (2007), l'utilisation de pesticides varie en fonction du type de cultures. En général, ils sont employés de manière plus intensive dans les cultures annuelles comme le maïs, le soya, la pomme de terre et les cultures maraichères. Leur utilisation est plus restreinte dans les cultures céréalières (blé, orge, avoine) ou les cultures fourragères. Les effets des pesticides sur la qualité de l'eau, et donc sur la valeur de l'indice ISB_m, devraient être plus importants pour les cultures annuelles que pour les cultures pérennes. Cependant, la corrélation avec le pourcentage du territoire occupé par les cultures annuelles, censées avoir le plus de répercussions sur le milieu, n'est pas supérieure à celle obtenue avec l'agriculture. Cela est probablement attribuable au fait que 55 % de la superficie en culture à toutes les stations est constituée de cultures annuelles. La moyenne de la superficie agricole aux stations est de 43,6 %.

En milieu agricole, les massifs forestiers ont une importance primordiale pour l'hétérogénéité des habitats. Les arbres tombés dans le cours d'eau ou le bordant servent à structurer l'habitat. Les arbres vivants tempèrent le cours d'eau, protègent les berges de l'érosion, et leurs racines exposées dans l'eau fournissent des refuges aux macroinvertébrés. Les arbres morts et les branches tombées dans le cours d'eau créent des conditions hydrauliques hétérogènes, en favorisant la création d'embâcles et de fosses, et créent des habitats qui servent d'abris et de lieux d'alimentation. Les débris ligneux sont, pour les macroinvertébrés, l'habitat le plus productif des cours d'eau à substrat meuble (Stark *et al.*, 2001). La disparition des forêts ou la modification du tracé d'un cours d'eau pour en redresser le parcours homogénéisent les conditions hydrauliques, les habitats disponibles et la communauté benthique en place. Les activités anthropiques se font au détriment de la biodiversité. Parmi les stations étudiées, deux stations ayant plus de 35 % d'agriculture dans leur bassin ont un environnement de proximité majoritairement naturel. Ces stations ont un bon ISB_m, ce qui les classe avec les stations moins perturbées.

Les stations ne faisant pas partie des stations moins dégradées *a priori* (dégradées et tests, n = 34, section 1.3.1) ont une moyenne de 58 % de territoire en agriculture. On peut donc dire que le territoire étudié est fortement agricole. En optant pour une classification simplifiée de l'occupation du territoire en milieux naturels et en milieux exploités, on obtient des relations avec l'ISB_m légèrement augmentées (tableau 14).

Tableau 14 Corrélations (r_s) entre l'ISB_m et l'occupation du territoire du bassin versant

%	Bassin (Landsat)				
	forêt	agriculture	cultures annuelles	naturel	exploité
ISB _m	0,66	-0,66	-0,56	0,68	-0,67

Note : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Pour l'ensemble des stations, les corrélations entre l'occupation du territoire et l'ISB_m sont meilleures à l'échelle du bassin versant (tableau 12). La figure 11 nous suggère cependant une information supplémentaire. Le pourcentage de milieu naturel du territoire à l'échelle du bassin fait bien ressortir les stations dont l'ISB_m est bon. Il montre cependant peu de distinction entre les classes de qualité « précaire » à « très mauvaise » de l'ISB_m. Les données de pourcentage de milieu naturel du territoire au niveau du corridor de 60 m sur 2 km amènent la distinction des classes « précaire » et « mauvaise ». La classe « très mauvaise » ne comporte qu'une station, et la faible valeur obtenue par l'ISB_m est le reflet d'une situation particulière expliquée précédemment. Ces constatations prouvent que l'environnement de proximité a une importance primordiale pour la santé des communautés en place.

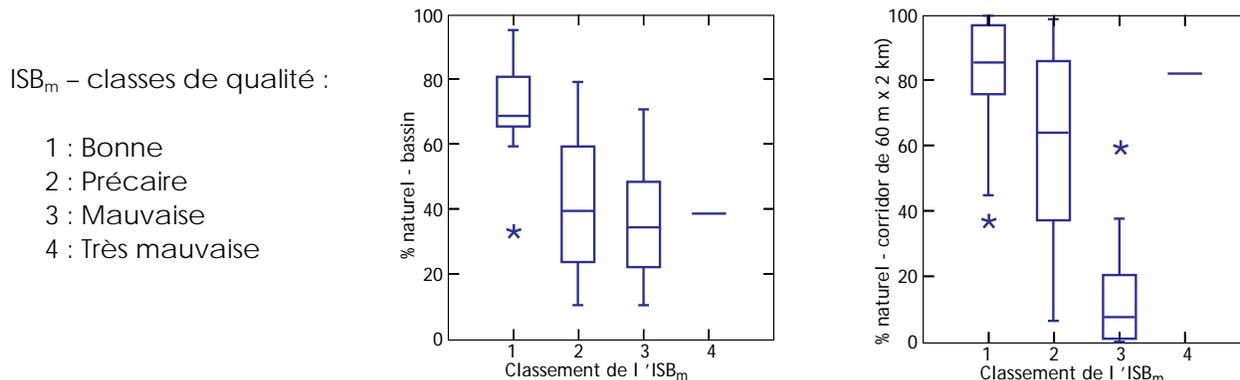


Figure 11 Boîtes à moustaches de l'occupation du territoire selon les classes de l'ISB_m

Les données à différentes échelles semblent être complémentaires. Il n'y a pas de corrélation entre le pourcentage naturel dans le bassin et dans le corridor de 60 m sur 2 km. Soulignons que le gouvernement fédéral recommande une zone tampon, ou corridor, d'au moins 30 m couverte de végétation naturelle sur les deux rives d'un cours d'eau. La littérature scientifique tend même à élargir cette zone à 50 m (Environnement Canada, 2004).

Qualité de l'eau

Les données de qualité de l'eau sont des données accessoires pouvant aider à interpréter les résultats obtenus concernant l'intégrité des communautés de macroinvertébrés benthiques. L'échantillonnage réalisé à trois reprises entre juillet et septembre ne peut être considéré comme représentatif de l'ensemble de la période estivale, généralement comprise entre mai et octobre. La variabilité des résultats d'analyse des paramètres de qualité de l'eau est habituellement élevée dans les cours d'eau traversant des territoires à forte vocation agricole. Toutefois, certains liens avec l'ISB_m ont été établis.

L'indice de santé du benthos (ISB_m) est corrélé négativement à plus de 0,5 à la conductivité, au pH, au phosphore total, aux matières en suspension et à l'alcalinité. Ces mêmes variables sont celles qui sont les plus corrélées avec l'IQH_m, quoique les MES le soient dans une moindre mesure. Il n'y a aucune corrélation entre les variables de qualité de l'eau et l'IQBR (tableau 15). La qualité de l'eau est plus corrélée avec l'occupation du territoire du bassin qu'avec l'occupation du territoire dans les corridors de 400 m sur 2 km et de 60 m sur 2 km (tableau 16). Ces données sont conformes à celles obtenues par Sponseller *et al.* (2001), selon lesquelles la chimie de l'eau est généralement liée aux activités à l'échelle du bassin.

Tableau 15 Corrélations (r_s) entre les indices et les variables de qualité de l'eau

	Cond	pH	Ntot	Ptot	Turb	MES	COD	Alc
IQH _m	-0,63	-0,62	-0,31	-0,54	-0,36	-0,44	-0,02	-0,61
ISB _m	-0,76	-0,55	-0,41	-0,63	-0,36	-0,51	-0,08	-0,72
IQBR	-0,14	-0,05	-0,06	-0,22	0,06	-0,16	-0,25	-0,13

Notes : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Les abréviations utilisées pour les paramètres de qualité de l'eau sont présentées à l'annexe 4.

Tableau 16 Corrélations (r_s) entre le pourcentage d'occupation du territoire à différentes échelles et les variables de qualité de l'eau

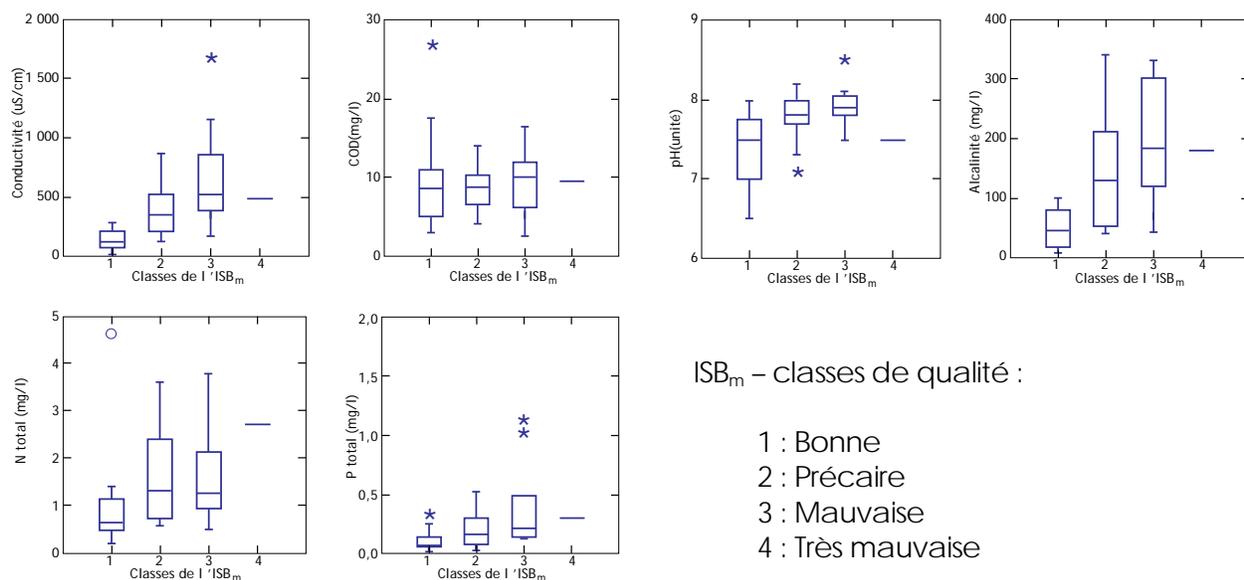
	Cond	Temp	pH	Ntot	Ptot	Turb	MES	COD	Alc
%Naturel – bassin	-0,87	-0,48	-0,69	-0,63	-0,74	-0,51	-0,62	0,21	-0,82
%Exploité – bassin	0,88	0,50	0,70	0,63	0,73	0,49	0,60	-0,20	0,83
%Naturel – 400 m	-0,36	-0,11	-0,30	-0,27	-0,46	-0,30	-0,37	0,22	-0,25
%Exploité – 400 m	0,39	0,14	0,34	0,31	0,49	0,31	0,40	-0,20	0,29
%Naturel – 60 m SIEF	-0,40	-0,11	-0,24	-0,15	-0,36	-0,13	-0,18	0,08	-0,31
%Exploité – 60 m SIEF	0,40	0,11	0,24	0,15	0,36	0,13	0,18	-0,08	0,31

Notes : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Les abréviations utilisées pour les paramètres de qualité de l'eau sont présentées à l'annexe 4.

Les relations les plus marquées avec l'occupation territoriale du bassin et les variables de qualité de l'eau concernent les variables citées précédemment, auxquelles s'ajoute l'azote. Une des valeurs d'azote est extrême, et si on la retire de la corrélation avec l'ISB_m, le r_s est de 0,49. Le phosphore, dont les valeurs moyennes dépassent quatre fois le critère de qualité pour protéger les cours d'eau contre l'eutrophisation (0,03 mg/l), a plus d'influence sur l'ISB_m que l'azote, dont la moyenne dépasse de 1,4 fois la valeur repère d'enrichissement en azote. Le phosphore et l'azote sont corrélés entre eux à 0,55, donc l'augmentation de l'un n'est pas garante de l'augmentation de l'autre.

Les boîtes à moustaches présentées (figure 12) montrent un patron ascendant pour les médianes de quelques variables de la qualité de l'eau en fonction des classes de qualité de l'ISB_m. Ces variables sont la conductivité, le phosphore total, le pH et l'alcalinité. Plus la valeur est élevée, moins l'ISB_m est bon. Comme expliqué précédemment, la station représentant la classe de qualité « très mauvaise » a eu un problème d'habitat particulier. Cependant, la plupart des boîtes à moustaches se chevauchent, ce qui montre qu'aucune de ces variables n'est garante d'un état de santé du benthos. Seule la conductivité offre une bonne séparation de la classe « bonne ». On constate que c'est également cette variable qui offre la meilleure corrélation avec le pourcentage d'agriculture dans le bassin ($r_s = 0,87$, tableau 3). Zheng *et al.* (2008) ont également observé une corrélation élevée de 0,76 entre la conductivité et le pourcentage d'agriculture. Les corrélations les plus élevées entre leur indice multimétrique WVSCI (*West Virginia Benthic Stream Condition Index*) et les variables de qualité de l'eau sont celles obtenues avec l'azote et la conductivité. Dans la présente étude, les corrélations les plus élevées sont obtenues entre l'ISB_m et la conductivité ($r_s = 0,76$, tableau 15). La conductivité est donc liée à l'utilisation du territoire.



N.B. Une valeur extrême de phosphore (1,6 mg/l) appartenant à la classe de qualité « mauvaise » n'apparaît pas.

Figure 12 Boîtes à moustaches de variables de qualité de l'eau selon les classes de l'ISB_m

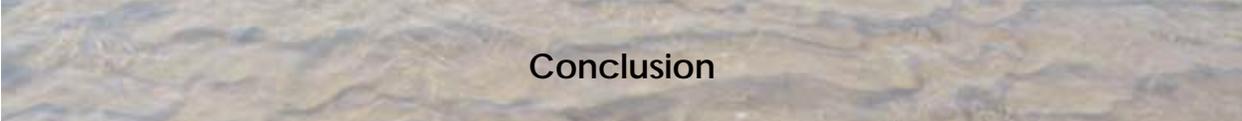
3.3 Précisions sur la méthodologie utilisée

Les macrophytes qui caractérisent les stations ensoleillées (Stark *et al.*, 2001) se sont avérés un habitat plutôt marginal lors de la présente étude. Ils représentent moins de 3 % de tous les habitats échantillonnés et sont présents dans seulement 14 % des stations. Il faut ici préciser que les stations d'échantillonnage dotées d'une bonne protection végétale ont été privilégiées lorsqu'elle était présente. L'ombrage créé sur le cours d'eau diminue la possibilité d'avoir des stations dominées par les macrophytes. Cependant, en sillonnant le territoire à l'étude, cet habitat a été peu observé. La question suivante s'est alors naturellement posée : « Pourquoi, dans les petits cours d'eau des basse-terres du Saint-Laurent, ces milieux sont-ils si peu fréquents ? »

La modification des cours d'eau pourrait être un élément clé pour y répondre. En effet, le redressement des cours d'eau mène à une évacuation plus rapide de l'eau, ce qui entraîne plusieurs effets défavorables à la croissance des macrophytes, dont des changements dans la vélocité. L'eau étant évacuée plus rapidement, les coups d'eau sont plus fréquents et créent de l'instabilité dans le substrat. Riis et Biggs (2003) avancent que les cours d'eau dont les crues dépassent sept fois le débit moyen à plus de 13 reprises dans l'année ne sont pas favorables au développement des macrophytes. La stabilité du substrat est un facteur important soutenant le développement des macrophytes, car il est essentiel à l'enracinement des plantes (Riis et Biggs, 2003). De plus, différentes espèces de macrophytes montrent une préférence pour des substrats particuliers (Barko et Smarth, 1986). L'instabilité du substrat est donc un facteur limitant l'établissement d'une communauté de macrophytes. Les crues plus fréquentes entraînent des sédiments qui accroissent la turbidité de l'eau. Comme la lumière est essentielle à la photosynthèse, tout élément qui la limite gêne la croissance. La turbidité en est un. Finalement, l'enrichissement en éléments nutritifs par le ruissellement et l'infiltration dans les territoires

agricoles augmente les risques d'eutrophisation des cours d'eau des basses-terres du Saint-Laurent. L'effet de l'eutrophisation sur les macrophytes cause généralement un changement dans la composition de la communauté et un accroissement de la biomasse (Hatton-Ellis *et al.*, 2003). Parfois, l'enrichissement a peu ou pas d'effet sur le taux de croissance (Madsen et Cedergreen, 2002) ou se solde par une dégradation ou même une perte de la communauté de plantes supérieures au bénéfice d'un système dominé par les algues (Mainstone et Parr, 2002).

Comme décrit à la section 1.2.1, la superficie totale échantillonnée par station est approximativement de 6 m². Cette superficie, qui est relativement facile à échantillonner dans les berges et les macrophytes, s'est avérée difficilement quantifiable dans les débris ligneux. La surface de 0,3 m² visée pour chacun des coups de filet est difficile à respecter en raison de leur forme arrondie et de leur diamètre varié. Ce constat nous renseigne sur la composante semi-quantitative du protocole utilisé (Moisan et Pelletier, 2011).



Conclusion

Le principal défi dans l'élaboration d'un indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat meuble des basses-terres du Saint-Laurent est l'occupation importante du territoire par de grandes superficies en culture. On a ainsi fait le choix, permissif il est vrai, d'accepter jusqu'à 35 % de territoire occupé par l'agriculture pour les stations « de référence ». Pour cette raison, l'appellation « station moins perturbée » a été jugée plus pertinente. Le biocritère, ou borne principale, de l'ISB_m représente ainsi une cible atteignable de restauration pour plusieurs cours d'eau. Ces efforts de restauration ou de changements de pratiques agricoles devraient avoir des effets bénéfiques sur la qualité de l'eau, les bandes riveraines et les habitats aquatiques, et conséquemment sur les communautés biologiques. Les cours d'eau plus éloignés de cette cible peuvent viser l'augmentation de plus d'une dizaine de points de l'ISB_m. C'est également en tenant compte du territoire étudié qu'a été prise la décision que, au-dessus du critère de l'indice de 81,6 %, il n'y aurait qu'une seule classe de qualité, soit « bonne ». Il a été jugé inutile de créer une classe « très bonne » pour le territoire visé par cet indice.

Dans les basses-terres du Saint-Laurent, l'indice peut être utilisé pour caractériser toute station située dans un cours d'eau peu profond à substrat meuble. À la suite des recherches intensives effectuées, les stations les moins perturbées possible du territoire ont été trouvées. Les valeurs de référence des six variables composant l'indice ont été calculées à partir des données de tous les échantillons. Les choix du 95^e centile (variables diminuant avec les perturbations) et du 5^e centile (variables augmentant avec les perturbations) pour calculer ces valeurs ainsi que l'important gradient de perturbations d'origine agricole des stations étudiées sont des éléments qui jouent en faveur d'un indice robuste.

Parmi les stations étudiées de 2006 à 2008, 33,9 % sont en bonne santé, 44,7 % ont un état de santé précaire, 19,6 % sont en mauvaise santé et 1,9 % en très mauvaise santé. Il a été démontré que l'utilisation du territoire du bassin versant influe grandement sur la composition de la communauté benthique.

Une classification simplifiée de l'occupation du territoire en deux groupes, soit « naturel » et « exploité », est souhaitable pour établir des relations avec ce territoire à forte vocation agricole. Les paramètres physicochimiques de l'eau qui sont les mieux corrélés ($0,89 > r_s > 0,73$) avec le pourcentage d'occupation du territoire du bassin sont la conductivité, le phosphore et l'alcalinité. La qualité de l'eau est davantage le reflet de l'occupation du territoire au niveau du bassin que de l'occupation du territoire dans les corridors plus restreints.

L'exercice de comparaison de l'utilisation du territoire à différentes échelles, soit le bassin et les corridors, s'est avéré concluant. Le pourcentage du territoire occupé par les milieux naturels dans un corridor plus restreint a permis d'expliquer les résultats d'ISB_m obtenus dans plusieurs cas, particulièrement aux stations dont le bassin versant est occupé à plus de 35 % par l'agriculture. Le corridor de 60 m sur 2 km est mieux corrélé avec l'ISB_m que celui de

400 m sur 2 km. L'utilisation des images Landsat interprétées est appropriée pour déterminer l'occupation du territoire à l'échelle du bassin, car elles comprennent plus d'information concernant l'agriculture. Il serait évidemment souhaitable que l'information issue de l'interprétation des images Landsat 5 soit actualisée à l'aide d'images plus récentes. L'occupation du territoire à l'échelle locale devrait être établie à partir de la banque du système d'information écoforestière (SIEF) du ministère des Ressources naturelles. Ces données sont souvent plus récentes que celles obtenues à partir des images Landsat interprétées, et cette banque offre des possibilités de développement. Plusieurs données sur les peuplements forestiers y sont définies, tels la densité du peuplement, le type de couvert, l'âge et les types de coupes. À l'opposé, l'interprétation des images Landsat ne fournit que les coupes totales. Or, on peut présumer des effets différents sur la faune aquatique selon que la coupe d'un territoire est totale ou partielle.

Les données issues de cette étude mettent en lumière les avantages des massifs boisés en milieu agricole. Ceux-ci ont des effets sur la qualité de l'eau, par exemple en ombrageant les cours d'eau, abaissant ainsi la température, et en protégeant les rives de l'érosion. Ils ont également des effets majeurs sur l'habitat en favorisant son hétérogénéité. Les apports allochtones de matière organique provenant des feuilles et des arbres qui tombent dans l'eau sont un des éléments illustrant le lien entre les écosystèmes terrestre et aquatique. Les embâcles formés par les débris végétaux favorisent la sinuosité du cours d'eau, amènent des conditions hydrologiques différentes et contribuent à garnir le garde-manger des macroinvertébrés benthiques. Des interventions dans les cours d'eau ou aux abords de ceux-ci contribuent à uniformiser les milieux, au détriment des macroinvertébrés benthiques.



Références bibliographiques

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 (incluant 4 annexes), [<http://www.epa.gov/owow/monitoring/rbp/wp61pdf/rbp.pdf>].

BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, G. E. GRIFFITH, R. FRYDENBORG, E. MCCARRON, J. S. WHITE et M. L. BASTIAN, 1996. "A framework for biological criteria for Florida streams using benthic macroinvertebrates", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 15, n° 2, p. 185-211.

BARKO J. W. et R. M. SMARTH, 1986. "Sediment-related mechanisms or growth limitation in submersed macrophytes", *Ecology*, n° 67, p. 1328-1340.

BEAULIEU, R., 2008. « Historique de l'aménagement des cours d'eau agricoles », 17^{es} journées agricoles et agroalimentaires, tenu à Saint-Charles-Borromée, le 5 avril 2008, organisé par le MAPAQ de Laval-Montréal-Lanaudière et le centre financier aux entreprises Desjardins de Lanaudière. [En ligne] <http://www.ccse-swcc.nb.ca/upa2008/BeaulieuRobert.pdf>.

BÉLANGER, L., M. GRENIER et S. DESLANDES, 2002. *Report on Habitat and Land Use in Southern Quebec, Quebec Region*, Environnement Canada, Service canadien de la faune.

BENKE, A. C., I. R. L. HENRY, D. M. GILLEPSIE et R. J. HUNTER, 1985. "Importance of snag habitat for animal production in south eastern streams", *Fisheries*, vol. 10, p. 8-13.

BLOCKSOM, K. A., 2003. "A performance comparison of metric scoring methods for a multimetric index for Mid-Atlantic Highlands streams", *Environmental Management*, vol. 31, n° 5, p. 672-682.

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. (incluant 13 annexes).

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.

BOISSONNEAULT, Y., 2005. *Caractérisation des écosystèmes aquatiques et de la qualité de l'eau du bassin versant de la rivière du Loup (Mauricie) : l'utilisation de l'indice diatomées de l'est du Canada (IDEC) pour cibler les milieux perturbés prioritaires*, Organisme du bassin versant de la rivière du Loup (OBVRL), 33 p. (incluant 9 annexes).

BONADA, N., N. PRAT, V. H. RESH et B. STATZNER, 2006. "Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches", *Annual Review of Entomology*, vol. 51, p. 495-523.

BOWMAN, M. F. et K. M. SOMERS, 2006. "Evaluating a novel Test Site Analysis (TSA) bioassessment approach", *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 25, no 3, p. 712-727.

BURTON, J. et J. GERRITSEN, 2003. *A Stream Condition Index for Virginia Non-Costal Streams*, Tetra Tech, Inc, Prepared for U.S. EPA Office of Science and Technology, Office of Water, U.S. EPA Region 3 Environmental Services Division and Virginia Department of Environmental Quality. Pagination multiple.

BUTCHER, J. T., P. M. STEWART et T. P. SIMON, 2003. "A Benthic Community Index for streams in the Northern Lakes and Forests Ecoregion", *Ecol. Indicat.*, vol. 3, n° 3, p. 181-193. doi: 10.16/S1470-160X(03)00042-6.

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.

ENVIRONNEMENT CANADA, 2004. *Quand l'habitat est-il suffisant? Cadre d'orientation pour la revalorisation de l'habitat dans les secteurs préoccupants des Grands Lacs*, 2e édition, Ontario, Environnement Canada, Service canadien de la faune, ISBN : 0-662-35918-6, 81 p.

FELDMAN, D., M. BOSTROM et B. BUKANTIS, 2006. *Sample Collection, Sorting, and Taxonomic Identification of Benthic Macroinvertebrates*, Water Quality Standards Section, Montana Department of Environmental Quality Helena, MT WQP BWQM-009, Rev#: 02, p. 1-32.

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, US Environmental Protection Agency, Cincinnati, Ohio. Pagination multiple.

FONDATION DE LA FAUNE DU QUÉBEC et UNION DES PRODUCTEURS AGRICOLES, 2011. *Bilan des activités du Programme de mise en valeur de la biodiversité des cours d'eau en milieu agricole 2005-2010*, 44 p.

GENITO, D., W. J. GBUREK et A. N. SHARPLEY, 2002. "Response of stream macroinvertebrates to agricultural land cover in a small watershed", *Journal of Freshwater Ecology*, vol. 17, p. 109-119.

GERRITSEN, J., J. BURTON et M. T. BARBOUR, 2000. *A Stream Condition Index for West Virginia Wadeable Streams*, Tetra Tech, Inc., Owings Mills, Maryland. Prepared for West Virginia Department of Environmental Protection, Charleston, NC. Pagination multiple.

GIROUX, I., 1998. *Suivi environnemental des pesticides dans des régions de vergers de pommiers; Rapport d'échantillonnage de petits cours d'eau et de l'eau souterraine au Québec en 1994, 1995, 1996*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, ISBN : 2-550-33067-6, 21 p. (incluant 3 annexes).

GIROUX, I., 2007. *Les pesticides dans quelques tributaires de la rive nord du Saint-Laurent : rivières L'Assomption, Bayonne, Maskinongé et du Loup*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ISBN : 978-2-550-51312-4, 28 p. (incluant 2 annexes).

GIROUX, I. et J. FORTIN, 2010. *Pesticides dans l'eau de surface d'une zone maraîchère – ruisseau Gibeault-Delisle dans les « terres noires » du bassin versant de la rivière Châteauguay de 2005 à 2007*, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Direction du suivi de l'état de l'environnement et Université Laval, Département des sols et de génie agroalimentaire, ISBN : 978-2-550-59088-0 (PDF), 28 p.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2010. « L'occupation du territoire au Québec », dans le site *Portail Québec*, [En ligne] <http://gouv.qc.ca/portail/quebec/pgs/commun/portrait/territoire/occupationterritoire/?lang=fr> (Consulté le 28 avril 2011).

GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2009. *Loi affirmant le caractère collectif des ressources en eau et visant à renforcer leur protection : L.R.Q., chapitre C-6.2, à jour au 1er décembre 2011*, Éditeur officiel du Québec.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2006. *Loi sur le développement durable : L.R.Q., chapitre D-8.1.1, à jour au 1er décembre 2011*, Éditeur officiel du Québec.

GOVERNEMENT DU QUÉBEC, 2005. *Loi sur les compétences municipales : L.R.Q., chapitre C-47.1, à jour au 1er janvier 2012*, Éditeur officiel du Québec.

GRIFFITH, M. B., B. H. HILL, F. H. MCCORMICK, P. R. KAUFMANN, A. T. HERLIHY et A. R. SELLE, 2005. "Comparative application of indices of biotic integrity based on periphyton, macroinvertebrates, and fish to southern Rocky Mountain streams", *Ecological Indicators* 5, doi:10.1016/1470-160X, p. 117-136.

HATTON-ELLIS, T. W. et N. GRIEVE, 2003. "Ecology of Watercourses characterised by Ranunculion fluitantis and Callitriche-Batrachion Vegetation", *Conserving Natura 2000 Rivers Ecology Series*, n° 11, English Nature, Peterborough.

HILSENHOF, 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.

KARR, J. R., 1998. "Rivers as sentinels: using the biology of rivers to guide landscape management", p. 502-528, dans R. J. Naiman et R. E. Bilby éd., *River Ecology & Management: Lessons from the Pacific Coastal Ecoregion*, Springer-Verlag, New York.

LAROCHE, R., 2005. « Aménagement d'une bande de protection riveraine en bordure des cours d'eau », ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec. [En ligne] <http://www.mapaq.gouv.qc.ca/fr/grands-dossiers/qualiteeau/pages/amenagements.aspx> (Consulté le 1er février 2012).

LEDUC, C. et A. G. ROY, 1990. « L'impact du drainage agricole souterrain sur la morphologie des petits cours d'eau de la région de Cookshire, Québec », *Géographie physique et quaternaire*, vol. 44, n° 2, p. 235-239.

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.

MADSEN, T. V., et N. CEDERGREEN, 2002. "Sources of nutrients to rooted submerged macrophytes growing in nutrient-rich stream", *Freshwater Biology*, n° 47, p. 283-291.

MAINSTONE, C. P., et W. PARR, 2002. "Phosphorus in rivers – ecology and management", *Science Total Environment*, n°s 282-283, p. 25-47.

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

MAXTED, J. R., M. T. BARBOUR, J. GERRITSEN, V. PORETTI, N. PIMROSE, A. SYLVIA, D. PENROSE et R. RENFROW, 2000. "Assessment framework for mid-Atlantic coastal plain streams using benthic macroinvertebrates", *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 19, n° 1, p. 128-144.

MCDERMOTT, H., T. PAULL et S. STRACHAN, 2010. *Méthodes de laboratoire: traitement, taxonomie, et contrôle de la qualité des échantillons de macro-invertébrés benthiques*, Réseau canadien de biomonitoring aquatique, Division du monitoring et de la surveillance de la qualité de l'eau, Direction des sciences et de la technologie, Eau, Direction générale des sciences et de la technologie, Environnement Canada, 26 p. (incluant 2 annexes).

MERRIT, R. W., K. W. CUMINS et M. B. BERG, 2008. *An Introduction to the Aquatic Insects of North America*, 4^e édition, Dubuque (Iowa), Kendall/Hunt Publishing Company, 1158 p.

MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE (MRNF), 2009. *Normes de cartographie écoforestière: troisième inventaire écoforestier*, Direction des inventaires forestiers, Québec, ISBN : 978-2-550-54985-7, 95 p. (incluant 4 annexes).

MINISTÈRE DU DÉVELOPPEMENT DURABLE, DE L'ENVIRONNEMENT ET DES PARCS (MDDEP), 2009. *Critères de qualité de l'eau de surface*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, Québec, ISBN : 978-2-550-57559-7 (PDF), 506 p. (incluant 16 annexes).

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. (incluant 7 annexes).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT (MENV), 2002. *L'eau, la vie et l'avenir : Politique nationale de l'eau*, Bibliothèque nationale du Québec, Gouvernement du Québec, ISBN : 2-550-40074-7, 94 p.

MOISAN, J. et L. PELLETIER, 2008. *Guide de surveillance biologique basée sur les macroinvertébrés benthiques d'eau douce du Québec : cours d'eau peu profonds à substrat grossier, 2008*, Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs, ISBN : 978-2-550-53591-1 (version imprimée), 86 p. (incluant 6 annexes).

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, ISBN : 978-2-550-61166-0 (PDF), 39 p.

POOLE, G. C., 2010. "Stream hydrogeomorphology as a physical science basis for advances in stream ecology", *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 29, n° 1, p. 12-25.

RICHARD, Y. et I. GIROUX, 2004. *Impact de l'agriculture sur les communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges (Québec, Canada)*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2004/0226, collection n° QE/148, 28 p. (incluant 2 annexes).

RIIS, T. et B. J. F. BIGGS, 2003. "Hydrologic and hydrolic control of macrophyte establishment and performance in streams", *Limnol Oceanogr*, n° 48, p. 1488-1497.

RIOS, S. L., et C. BAILEY, 2006. "Relationship between riparian vegetation and stream benthic communities at three spatial scales", *Hydrobiologia*, vol. 553, p. 153-160.

ROY, A. H., A. D. ROSEMOND, D. S. LEIGH, M. J. PAUL et J. B. WALLACE, 2003. "Habitat-specific responses of stream insects to land cover disturbance: biological consequences and monitoring implications", *J. N. Am. Benthol. Soc.*, vol. 22, n° 2, p. 292-307.

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.

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

SPONSELLER, R. A., E. F. BENFIELD et H. M. VALETT, 2001. "Relationship between land use, spatial scale and stream macroinvertebrates communities", *Freshwater Biology*, vol. 46, p. 1409-1424.

- STARK, J. D., I. K. G. BOOTHROYD, J. S. HARDING, J. R. MAXTED et M. R. SCARSBROK, 2001. *Protocols for Sampling Macroinvertebrates in Wadeable Streams*, New Zealand macroinvertebrate working group, report no. 1, redacted for the Ministry for the Environment, Sustainable management fund project, n° 5103, 57 p.
- STARK, J. D. et J. R. MAXTED, 2007. *A user guide for the Macroinvertebrates Community Index*, redacted for the Ministry for the Environment, Cawthron report, n° 1166, 58 p.
- STODDARD, J. L., D. P. LARSEN, C. P. HAWKINS, R. K. JOHNSON et R. H. NORRIS, 2006. "Setting expectations for the ecological condition of running waters: the concept of reference condition", *Ecological Applications*, vol. 16, n° 4, p. 1267-1276.
- STOREY, R. G. et D. R. COWLEY, 1997. "Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants", *Hydrobiologia*, vol. 353, nos 1-3, p. 63-76.
- STRIBLING, J. B., B. K. JESSUP, J. S. WHITE, D. BOWARD et M. HURD, 1998. *Development of a Benthic Index of Biotic Integrity for Maryland Streams*, prepared by Tetra Tech, Inc., Owings Mills, MD and Maryland Department of Natural Resources, Monitoring and Non-Tidal Assessment Division, CBWP-MANTA-EA-98-3.
- 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.
- WAITE, I. R., A. T. HERLIHY, D. P. LARSEN et D. J. KLEMM, 2000. "Comparing strengths of geographic and nongeographic classifications of stream benthic macroinvertebrates in the Mid-Atlantic Highlands", *J. N. Benthol. Soc.*, vol. 19, n° 3, p. 429-441.
- 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, n° 3, p. 241-248.
- WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL et R. GATTI, 1997. "Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams". *Fisheries*, vol. 22, n° 6, p. 6-12.
- WASSON, J. G., J. R. MALAVOI, L. MARIDET, Y. SOUCHON et L. PAULIN, 1998. « Impacts écologiques de la chenalisation des rivières », Cemagref Éditions, coll. Études du Cemagref, série Gestion des Milieux aquatiques, n° 14, Paris, France, 158 p.
- WOOSTER, D. E. et S. J. DEBANO, 2006. "Impact of woody riparian patches on stream invertebrate communities", *Archiv fur Hydrobiologie*, vol. 165, n° 2, p. 241-268.
- ZHENG, L., J. GERRITSEN, J. BECKMAN, J. LUDWIG et S. WILKES, 2008. "Land use, geology, enrichment, and stream biota in the Eastern Ridge and Valley Ecoregion: Implications for nutrient criteria development", *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 44, n° 6, p. 1521-1536.

Annexe 1 Emplacement des stations

<i>Station¹</i>	<i>Cours d'eau</i>	<i>Bassin versant</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>
AMYO0106	Rivière Amyot	Richelieu	45,79087	-73,10686
BARB0106	Rivière à la Barbue	Yamaska	45,40645	-72,89764
BAYO0108	Rivière Bayonne	Bayonne	46,21346	-73,43306
BLBN0106	Rivière Blanche	Bécancour	46,14698	-72,35136
BONA0107	Rivière Bonaventure	Bayonne	46,13031	-73,26614
BRDN0108	Rivière Bras-du-Nord	Yamachiche	46,37328	-72,79514
BRÛL0107	Rivière Brûlée	Champlain	46,45110	-72,51352
CACH0107	Rivière Cachée	Saint-Maurice	46,49245	-72,69047
CACH0108				
CHAC0108	Rivière Chacoura	Du Loup	46,31305	-72,93877
CHAR0107	Décharge du lac Sainte-Anne	Sainte-Anne	46,81815	-72,36530
CHAR0407	Rivière Charest	Sainte-Anne	46,76466	-72,32084
CHEV0107	Rivière La Chevrotière	La Chevrotière	46,68982	-72,00859
CHEV0108				
CHIC0108	Rivière Chicot	Chicot	46,21241	-73,23341
DAVI0106	Rivière David	Yamaska	45,86453	-72,68574
ÉCOS0106	Rivière des Écossais	Yamaska	45,35411	-73,01791
FOUR0107	Rivière à la Fourche	Champlain	46,46755	-72,45107
GENT0106	Rivière Gentilly	Gentilly	46,30019	-72,21143
GLAI0106	Rivière aux Glaises	Aux Glaises	46,42492	-72,20134
GLAI0107				
GLAI0108				
GRUI0106	Le Grand Ruisseau	Richelieu	45,63444	-73,25865
LEMO0106	Rivière Lemoine	Yamaska	45,91912	-73,07756
MARG0106	Rivière Marguerite	Rivière Marguerite	46,27528	-72,56125
MARG0107				
MAWC0108	Rivière Mawcook	Yamaska	45,48291	-72,71093
NEGR0106	Rivière du Nègre	Nicolet	45,98957	-72,35474
PBEL0106	Petite rivière Bellevue	Yamaska	45,92968	-73,07781
PLOU0107	Petite rivière du Loup	Du Loup	46,28556	-73,03244
PORT0106	Rivière du Portage	Bécancour	46,16811	-72,15602
PORT0107			46,16811	-72,15602
PORT0108			46,16811	-72,15602
PYCH0108	Petite rivière Yamachiche	Petite rivière Yamachiche	46,32056	-72,81557

Annexe 1 Emplacement des stations(suite)

<i>Station¹</i>	<i>Cours d'eau</i>	<i>Bassin versant</i>	<i>Latitude</i>	<i>Longitude</i>
RAUL0106	Ruisseau des Aulnages	Yamaska	45,50776	-72,81991
RAUL0107				
RBIB0107	Ruisseau Bibeau	Bayonne	46,11183	-73,29237
RBON0108	Ruisseau Bonhomme	Jacques-Cartier	46,84468	-71,53807
RCCH0106	Ruisseau Chaume- Charron	Richelieu	45,70330	-73,16913
RESP0107	Ruisseau Saint-Esprit	Assomption	45,90192	-73,61002
RGEO0107	Ruisseau Saint-Georges	Assomption	45,90334	-73,46905
RGLAI0107	Ruisseau aux Glaises	Ruisseau aux Glaises	46,30777	-72,75027
RGLAI0108				
RGLE0106	Ruisseau Gervais- Léveillé	Nicolet	45,91621	-72,27664
RGLE0107				
RKEL0108	Ruisseau Kelly	Saint-François	45,82835	-72,51032
RROS0108	Ruisseau Rousse	Outaouais	45,49329	-74,04080
RROU0106	Ruisseau Rouge	Yamaska	45,71830	-73,02592
RVAC0107	Ruisseau Vacher	Assomption	45,92534	-73,43241
SALV0106	Rivière Salvail	Yamaska	45,69627	-73,05935
SAUL0106	Rivière des Saults	Nicolet	45,93061	-72,36589
SAUL0107				
SAUL0108				
SGER0108	Rivière Saint-Germain	Saint-François	45,80688	-72,52959
SOUR0108	Rivière des Souris	Saint-Maurice	46,59488	-72,88396
VACH0106	Rivière aux Vaches	Saint-François	45,95901	-72,64623

¹ Les deux derniers chiffres du numéro des stations représentent l'année d'échantillonnage.

Annexe 2 Occupation du territoire – bassin et corridor de 60 m sur 2 km

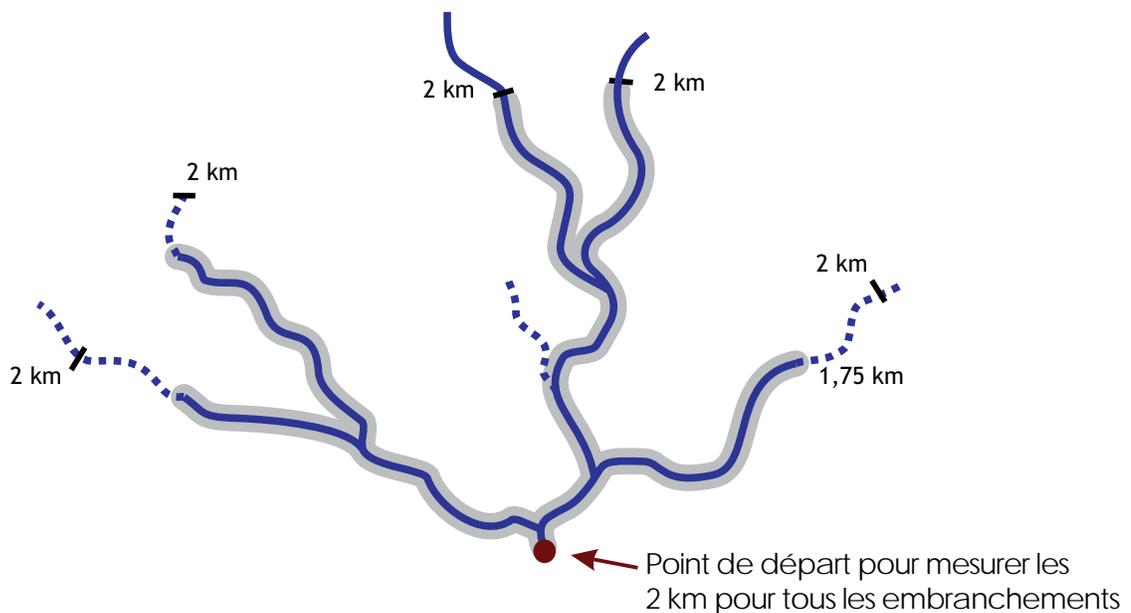
Rivière	Station	Bassin							Corridor 60 m x 2 km Landsat		Corridor 60 m x 2 km SIEF	
		% anthropique	% forêt	% milieux humides	% agriculture	% cultures annuelles	% naturel	% exploité	% naturel	% exploité	% naturel	% exploité
Lemoine	LEMO0106	2,2	20	0,3	77,3	59	20,3	79,5	6,1	93,9	8,5	91,5
Ruis. Saint-Esprit	RESP0107	2,5	33,9	0	63,5	47,3	33,9	66	30,0	70,0	32,3	67,7
Ruis. des Aulnages	RAUL0106	1,8	11,1	0	86,9	61,5	11,1	88,7	34,1	65,9	18,5	81,5
Ruis. des Aulnages	RAUL0107	1,8	11,1	0	86,9	61,5	11,1	88,7	34,1	65,9	18,5	81,5
Salvail	SALV0106	2,6	18,1	3,7	75,6	60	21,8	78,2	0,0	100,0	0,0	100,0
Barbue	BARB0106	2	27,6	6,9	63,5	36	34,5	65,5	20,9	79,1	20,1	79,9
Ruis. Rousse	RROS0108	3,2	45,4	1,9	49	33,1	47,3	52,2	36,7	63,3	38,2	61,8
Marguerite	MARG0106	1,9	18,5	0	79,5	49,4	18,5	81,4	34,2	65,8	37,7	62,3
Marguerite	MARG0107	1,9	18,5	0	79,5	49,4	18,5	81,4	34,2	65,8	37,7	62,3
Ruis. Chaume-Charron	RCCH0106	1,4	31,9	0,7	65,6	56,7	32,6	67	56,2	43,8	50,0	50,0
Petite riv. Yamachiche	PYCH0108	2	20,1	0,1	77,4	49,2	20,2	79,4	51,2	48,8	98,5	1,5
Ruis. Bibeau	RBIB0107	1,7	23,3	0,4	74,5	47,8	23,7	76,2	0,0	100,0	0,0	100,0
Brûlé	BRUL0107	2,2	41,2	0	54,5	17,6	41,2	56,7	40,4	59,6	49,0	51,0
Petite riv. du Loup	PLOU0107	6	50,4	1,4	36,1	9,5	51,8	42,1	0,0	100,0	59,3	40,7
Bonaventure	BONA0107	3,8	41,8	0,6	53,6	31,3	42,4	57,4	35,0	56,0	0,0	100,0
Blanche	BLBN0106	4,4	31,5	3,4	60,2	22,2	34,9	64,6	1,7	98,3	1,5	98,5
Bayonne	BAYO0108	5,1	56,9	0	36,2	16,4	56,9	41,3	53,1	46,9	24,2	75,8
Fourche	FOUR0107	1,5	49,7	12	34,7	4,9	61,7	36,2	80,9	19,1	77,6	22,4
Petite riv. Bellevue	PBEL0106	1,5	38,7	0,4	59,4	37,4	39,1	60,9	82,7	17,3	82,1	17,9
Écossais	ECOS0106	3	34,1	36,9	26	13,5	71	29	4,5	95,5	4,2	95,8
David	DAVI0106	3,8	32,4	2,8	60,7	29,1	35,2	64,5	58,2	41,8	63,2	36,8
Mawcook	MAWC0108	5,3	49,3	1	40	13,1	50,3	45,3	1,9	98,1	21,9	78,1
Ruis. Vacher	RVAC0107	4,6	28,4	1,6	65,1	44,8	30	69,7	75,9	24,1	72,5	27,5
Rouge	RROU0106	3,3	14,4	0	82,3	71,6	14,4	85,6	86,5	13,5	85,6	14,4
Des Saults	SAUL0108	2,3	61,2	4,6	31,4	7,7	65,8	33,7	51,3	48,7	37,0	63,0
Des Saults	SAUL0107	2,3	61,2	4,6	31,4	7,7	65,8	33,7	51,3	48,7	37,0	63,0
Des Saults	SAUL0106	2,3	61,2	4,6	31,4	7,7	65,8	33,7	51,3	48,7	37,0	63,0
Kelly	RKEL0108	8,2	54,5	2,6	34,1	12,8	57,1	42,3	56,0	44,0	54,2	45,8

Annexe 2 Occupation du territoire – bassin et corridor de 60 m sur 2 km (suite)

Rivière	Station	Bassin							Corridor 60 m x 2 km Landsat		Corridor 60 m x 2 km SIEF	
		% anthropique	% forêt	% milieux humides	% agriculture	% cultures annuelles	% naturel	% exploité	% naturel	% exploité	% naturel	% exploité
Gentilly	GENT0106	2,1	61,4	16,3	19,5	3,9	77,7	21,6	61,7	38,3	86,0	14,0
Chacoura	CHAC0108	2,4	39,5	0,6	53,7	18,3	40,1	56,1	57,0	43,0	64,3	35,7
Saint-Germain	SGER0108	3,4	53,5	6,1	36,6	8,8	59,6	40	85,5	14,5	83,8	16,2
Charest	CHAR0407	1,7	53,4	0,3	40,1	6,6	53,7	41,8	13,1	86,9	7,3	92,7
Ruis. aux Glaises	RGLA0107	3,4	74,6	5,1	16,6	10,8	79,7	20	73,4	26,6	76,0	24,0
Ruis. aux Glaises	RGLA0108	3,4	74,6	5,1	16,6	10,8	79,7	20	73,4	26,6	76,0	24,0
Aux Vaches	VACH0106	4	33,2	6,9	55,7	23,6	40,1	59,7	93,5	6,5	96,8	3,2
Bras-du-Nord	BRDN0108	5,1	62,7	2,4	29,5	19,4	65,1	34,6	100,0	0,0	99,9	0,1
Chicot	CHIC0108	1,5	93,4	1,8	2,4	0,3	95,2	3,9	94,9	5,1	89,7	10,3
Glaises	GLAI0106	1,8	65,9	3	28,5	20,5	68,9	30,3	100,0	0,0	96,8	3,2
Glaises	GLAI0107	1,8	65,9	3	28,5	20,5	68,9	30,3	100,0	0,0	96,8	3,2
Glaises	GLAI0108	1,8	65,9	3	28,5	20,5	68,9	30,3	100,0	0,0	96,8	3,2
Cachée	CACH0107	3,1	50,5	31,5	9,7	1,8	82	12,8	80,1	19,9	85,5	14,5
Souris	SOUR0108	0,6	85	2,2	0	0	87,2	0,6	97,7	2,3	90,6	9,4
Ruis. Bonhomme	RBON0108	2,7	82,1	8	4,7	0	90,1	7,4	67,2	37,8	45,1	54,8
Cachée	CACH0108	3,1	50,5	31,5	9,7	1,8	82	12,8	80,1	19,9	85,5	14,5
Ruis. Saint-Georges	RGEO0107	3,6	37,2	2,2	56,9	42,3	39,4	60,5	100,0	0,0	100,0	0,0
La Chevrotière	CHEV0107	1,1	75,2	0,5	20,4	4	75,7	21,5	97,5	2,5	100,0	0,0
La Chevrotière	CHEV0108	1,1	75,2	0,5	20,4	4	75,7	21,5	97,5	2,5	100,0	0,0
Déch. lac Sainte-Anne	CHAR0107	0,4	59,8	0	30,7	3,5	59,8	31,1	34,6	65,4	27,5	72,5
Portage	PORT0108	3,6	41,2	25,9	29	9,5	67,1	32,6	65,5	34,5	79,1	20,9
Portage	PORT0107	3,6	41,2	25,9	29	9,5	67,1	32,6	65,5	34,5	79,1	20,9
Portage	PORT0106	3,6	41,2	25,9	29	9,5	67,1	32,6	65,5	34,5	79,1	20,9
Ruis. Gervais-Léveillé	RGLE0107	0,9	75,3	4,2	18,4	1,8	79,5	19,3	97,2	2,8	93,4	6,6
Nègre	NEGR0106	2,2	49,1	0,4	48	19,5	49,5	50,2	96,4	3,6	63,4	36,6
Amyot	AMYO0106	1,3	24,4	0	74,2	67	24,4	75,5	100,0	0,0	96,8	3,2
Ruis. Gervais-Léveillé	RGLE0106	0,9	75,3	4,2	18,4	1,8	79,5	19,3	97,2	2,8	93,4	6,6
Le Grand Ruisseau	GRUI0106	10,8	20,4	0	68,2	44,6	20,4	79	97,7	2,3	95,6	4,4

Annexe 3 Calcul de l'occupation du territoire pour les corridors – méthode

- ◇ Les fonds de carte utilisés ont une échelle de 1/20 000, et l'occupation du territoire est faite à partir des images Landsat 5 ou 7.
 - À partir du point d'échantillonnage, mesurer une distance de 2 km dans chaque tronçon à écoulement permanent, délimiter une zone de 30 m de part et d'autre du cours d'eau, donc une largeur totale de 60 m.
 - À partir du point d'échantillonnage, mesurer une distance de 2 km dans chaque tronçon à écoulement permanent, délimiter une zone de 200 m de part et d'autre du cours d'eau, donc une largeur totale de 400 m.
- ◇ Les fonds de carte utilisés ont une échelle de 1/20 000, et l'occupation du territoire est faite à partir des données du SIEF.
 - À partir du point d'échantillonnage, mesurer une distance de 2 km dans chaque tronçon à écoulement permanent, délimiter une zone de 30 m de part et d'autre du cours d'eau, donc une largeur totale de 60 m.
- ◇ L'apport des cours d'eau intermittents n'est pas comptabilisé.
- ◇ Un cours d'eau permanent faisant moins de 2 km à partir du point d'échantillonnage aura un corridor sur toute sa longueur.
- ◇ Un cours d'eau dont l'écoulement est permanent sur moins de 2 km et par la suite intermittent aura un corridor pour la partie à écoulement permanent.
- ◇ L'occupation du territoire est synthétisée dans deux grands groupes :
 - « naturel » : milieux humides non exploités et forêt;
 - « exploité » : agriculture, zone urbaine, route, coupe, tourbières exploitées ou toute autre occupation anthropique.



Annexe 4 Qualité de l'eau – paramètres et limites de détection

PARAMÈTRE	ABRÉVIATION	ENDROIT D'ANALYSE	LIMITE DE DÉTECTION	UNITÉ DE MESURE
ALCALINITÉ TOTALE ²	Alc	LABO	0,3	mg/l
CARBONE ORGANIQUE DISSOUS ¹	COD	LABO	0,2	mg/l
CONDUCTIVITÉ	Cond	TERRAIN	0,2	µS/cm
AZOTE TOTAL	Ntot	LABO	0,02	mg/l
OXYGÈNE DISSOUS	O ₂	TERRAIN	0	mg/l
PH	pH	TERRAIN	1	pH
PH	pH	LABO	2	pH
PHOSPHORE TOTAL ²	Ptot	LABO	0,01	mg/l
MATIÈRES EN SUSPENSION	MES	LABO	3	mg/l
TEMPÉRATURE	Temp	TERRAIN	0	°C
TURBIDITÉ	Turb	LABO	0,1	UTN

¹ Quelques échantillons filtrés.

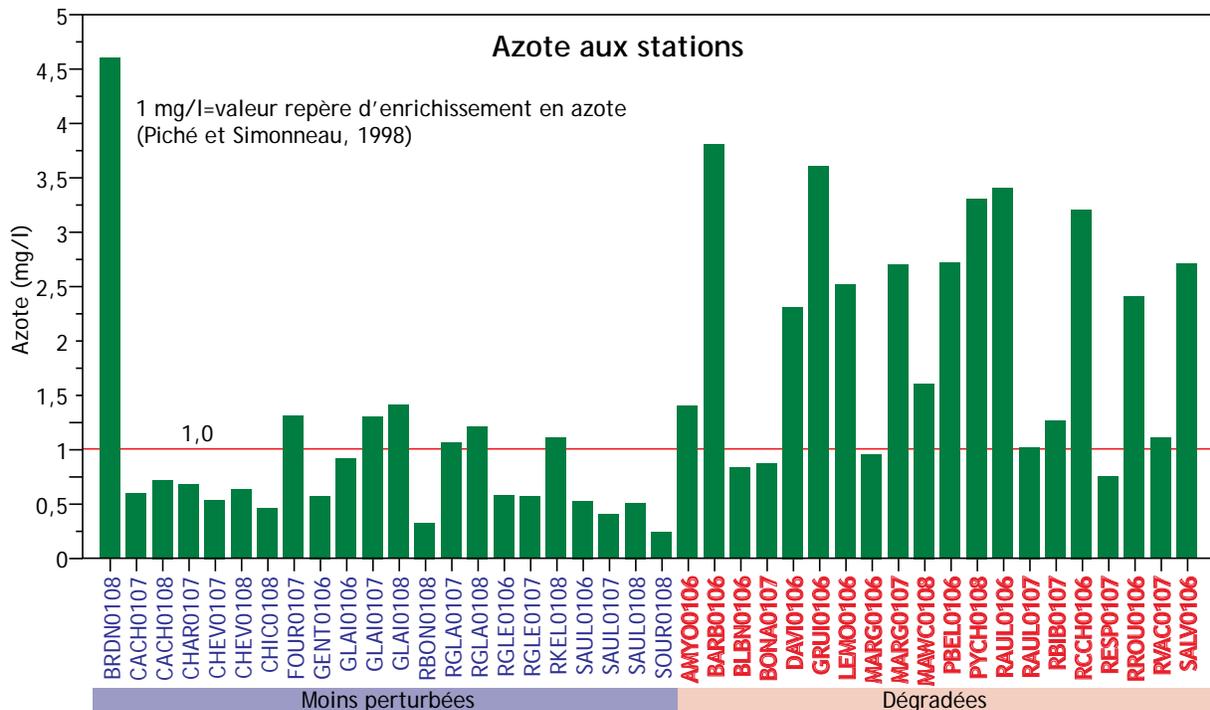
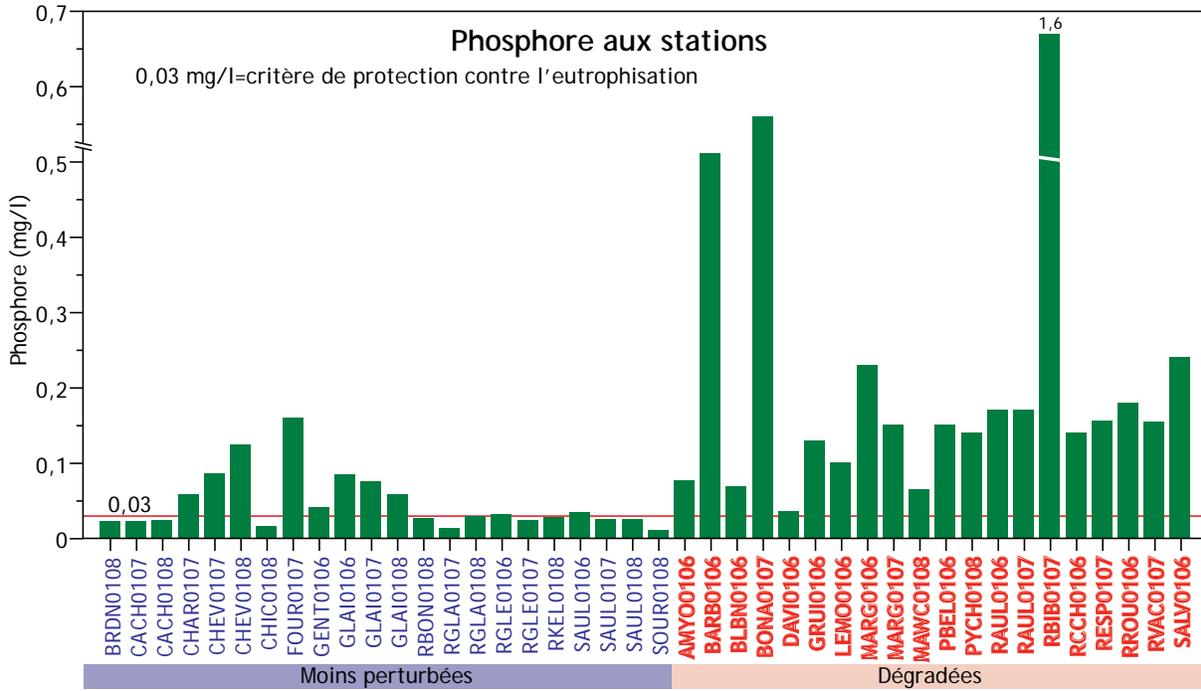
² Différentes méthodes utilisées, limite de détection la plus élevée inscrite.

Les analyses de phosphore aux stations moins dégradées ont été effectuées en suivant des méthodes dont la limite de détection est inférieure. Ces méthodes sont le phosphore total trace ou le phosphore total persulfate.

Annexe 5 Données médianes d'azote (N) et de phosphore (P) et figures associées pour les stations moins perturbées et dégradées

<i>Station</i>	<i>Cours d'eau</i>	<i>Ntotal (mg/l)</i>	<i>Ptotal (mg/l)</i>
AMYO0106	Rivière Amyot	1,40	0,077
BARB0106	Rivière à la Barbue	3,80	0,510
BAYO0108	Rivière Bayonne	1,30	0,059
BLBN0106	Rivière Blanche	0,82	0,069
BONA0107	Rivière Bonaventure	0,86	0,560
BRDN0108	Rivière Bras-du-Nord	4,60	0,022
BRÛL0107	Rivière Brûlée	0,98	0,080
CACH0107	Rivière Cachée	0,59	0,023
CACH0108		0,71	0,024
CHAC0108	Rivière Chacoura	2,50	0,130
CHAR0107	Décharge du lac Sainte-Anne	0,66	0,058
CHEV0107	Rivière La Chevrotière	0,52	0,086
CHEV0108		0,62	0,125
CHIC0108	Rivière Chicot	0,44	0,016
DAVI0106	Rivière David	2,30	0,036
ÉCOS0106	Rivière des Écossais	1,10	0,110
FOUR0107	Rivière à la Fourche	1,30	0,160
GENT0106	Rivière Gentilly	0,56	0,042
GLAI0106	Rivière aux Glaises	0,91	0,085
GLAI0107		1,30	0,076
GLAI0108		1,40	0,059
GRUI0106	Le Grand Ruisseau	3,60	0,130
LEMO0106	Rivière Lemoine	2,50	0,100
MARG0106	Rivière Marguerite	0,94	0,230
MARG0107		2,70	0,150
MAWC0108	Rivière Mawcook	1,60	0,065
NEGR0106	Rivière du Nègre	1,70	0,260
PBEL0106	Petite rivière Bellevue	2,70	0,150
PLOU0107	Petite rivière du Loup	0,50	0,066
PORT0106	Rivière du Portage	0,72	0,014
PORT0107		0,57	0,012
PORT0108		0,61	0,015
PYCH0108	Petite rivière Yamachiche	3,30	0,140
RAUL0106	Ruisseau des Aulnages	3,40	0,170
RAUL0107		1,01	0,170
RBIB0107	Ruisseau Bibeau	1,25	1,600
RBON0108	Ruisseau Bonhomme	0,31	0,027
RCCH0106	Ruisseau Chaume-Charron	3,20	0,140
RESP0107	Ruisseau Saint-Esprit	0,74	0,155
RGEO0107	Ruisseau Saint-Georges	0,20	0,067
RGLAI0107	Ruisseau aux Glaises	1,05	0,014
RGLAI0108		1,20	0,029
RGLE0106	Ruisseau Gervais-Léveillé	0,56	0,032
RGLE0107		0,55	0,023
RKEL0108	Ruisseau Kelly	1,10	0,028
RROS0108	Ruisseau Rousse	1,70	0,092
RROU0106	Ruisseau Rouge	2,40	0,180
RVAC0107	Ruisseau Vacher	1,10	0,155
SALV0106	Rivière Salvail	2,70	0,240
SAUL0106	Rivière des Saults	0,51	0,034
SAUL0107		0,39	0,025
SAUL0108		0,50	0,026
SGER0108	Rivière Saint-Germain	1,00	0,048
SOUR0108	Rivière des Souris	0,23	0,011
VACH0106	Rivière aux Vaches	1,60	0,057

Annexe 5 Données médianes d'azote (N) et de phosphore (P) et figures associées pour les stations moins perturbées et dégradées (suite)



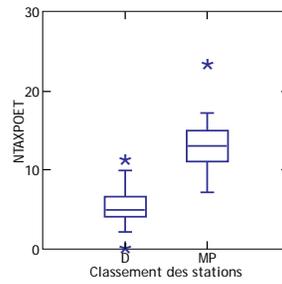
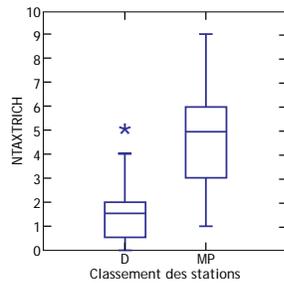
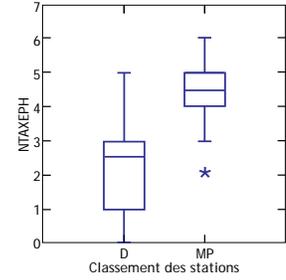
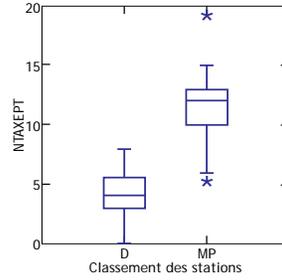
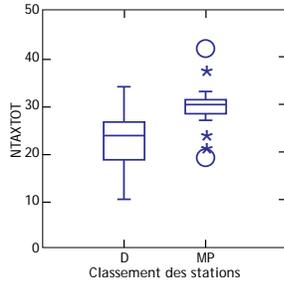
Annexe 6 Liste des variables testées

1. Nombre total de taxons
2. Nombre de taxons EPT (éphéméroptères, trichoptères et plécoptères)
3. Nombre de taxons éphéméroptères
4. Nombre de taxons plécoptères
5. Nombre de taxons trichoptères
6. Nombre de taxons odonates
7. Nombre de taxons POET (plécoptères, odonates, éphéméroptères et trichoptères)
8. Nombre de taxons Chironomidae
9. Nombre de taxons gastéropodes
10. % insectes
11. % éphéméroptères
12. % Orthocladinae/Chironomidae
13. % Chironomini/Chironomidae
14. % plécoptères
15. % trichoptères
16. % EPT
17. % EPT sans les Hydropsychidae
18. % de Chironomidae
19. % oligochètes
20. % Chironomidae et oligochètes
21. % COC (crustacés, oligochètes et Chironomidae)
22. % Baetidae
23. % Baetidae/éphéméroptères
24. % gastéropodes
25. % pélicypodes
26. % mollusques
27. % crustacés
28. % isopodes
29. % Hydropsychidae
30. % Hydropsychidae/Trichoptera
31. Nombre de taxons intolérants (cote de tolérance < 4)
32. % de taxons tolérants (cote de tolérance > 6)
33. % d'organismes tolérants (cote de tolérance > 6)
34. % de taxons intolérants (cote de tolérance < 4)
35. % d'organismes intolérants (cote de tolérance < 4)
36. Nombre modifié de taxons EPT
37. % EPT modifié (cote de tolérance < 4)
38. % du taxon dominant
39. % des deux taxons dominants
40. Indice biotique d'Hilsenhoff (HBI)

Annexe 7 Discrimination des variables – boîtes à moustaches

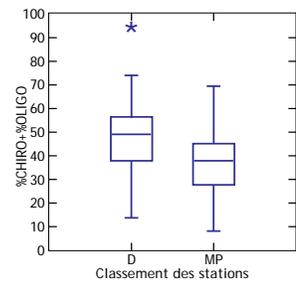
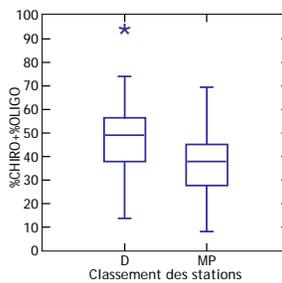
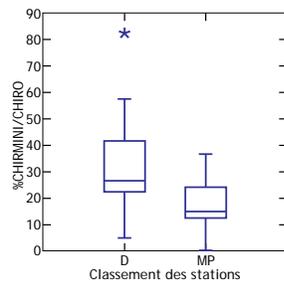
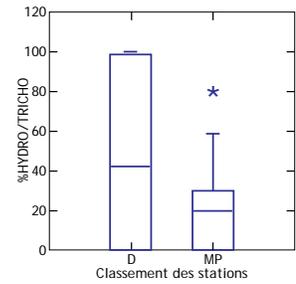
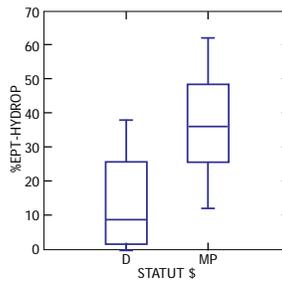
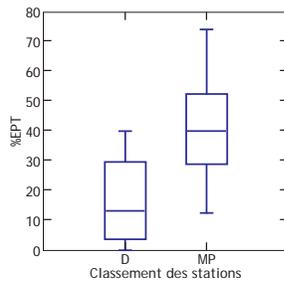
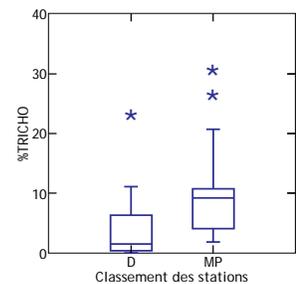
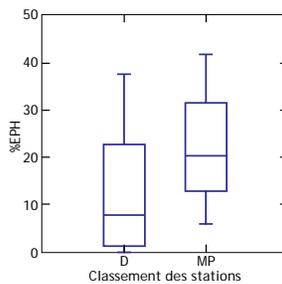
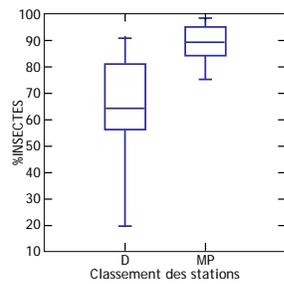
Richesse taxonomique

(D = dégradées, MP = moins perturbées)



Composition taxonomique

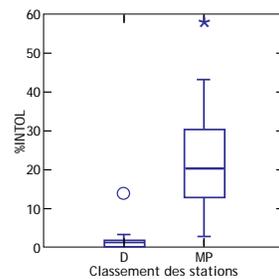
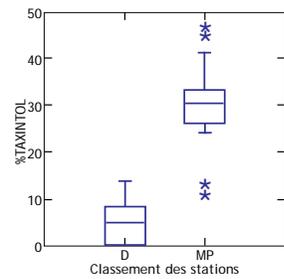
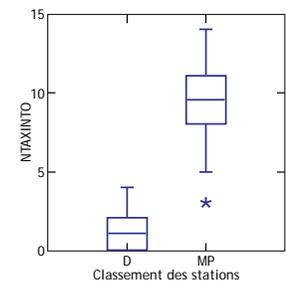
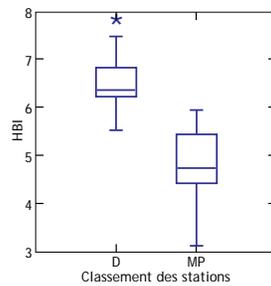
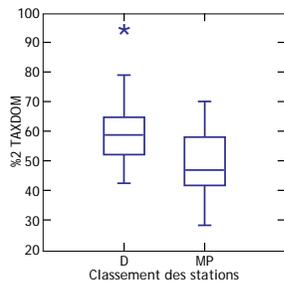
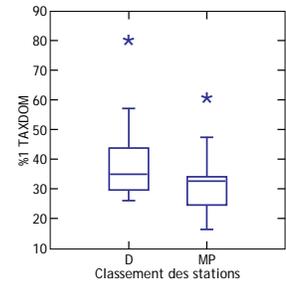
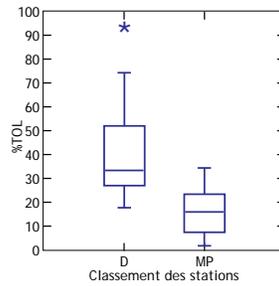
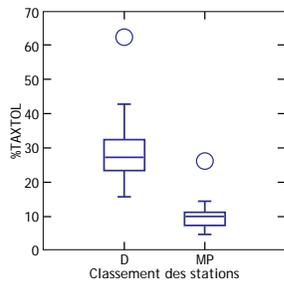
(D = dégradées, MP = moins perturbées)



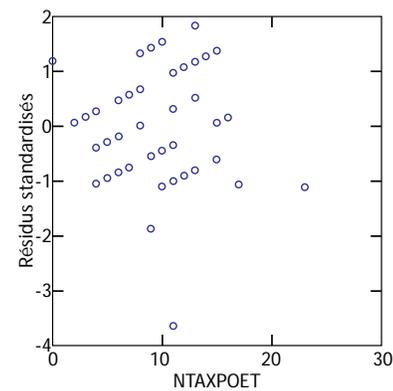
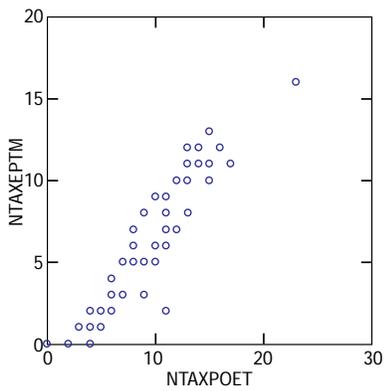
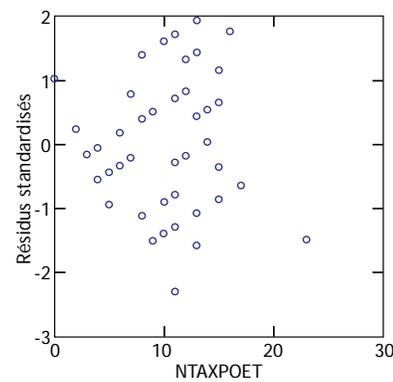
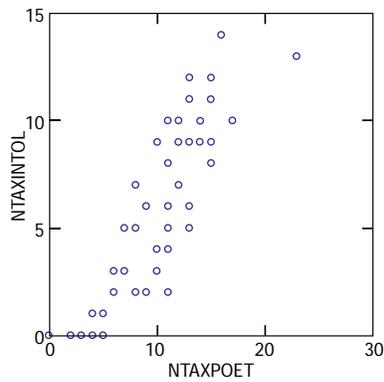
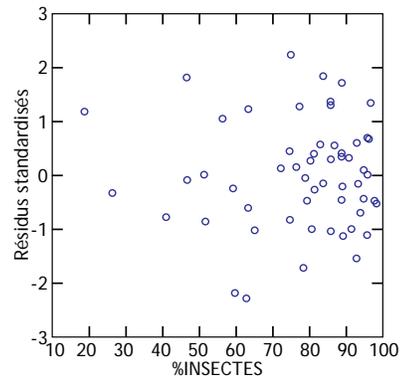
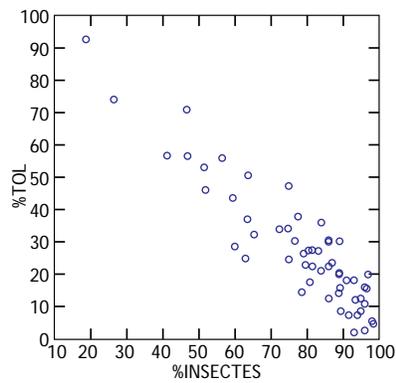
Annexe 7 Discrimination des variables – boîtes à moustaches (suite)

Tolérance à la pollution

(D = dégradées, MP = moins perturbées)



Annexe 8 Relations de certaines variables entre elles



Annexe 9 Valeurs standardisées en pourcentage des variables composant l'indice
ISB_m

<i>Cours d'eau</i>	<i>Station</i>	<i>Nombre de taxons</i>	<i>Nombre de taxons POET</i>	<i>% EPT</i>	<i>% insectes</i>	<i>% taxons tolérants</i>	<i>HBI</i>	<i>ISB_m</i>
Bras-du-Nord, Rivière	BRDN0108	83,1	100,0	100,0	100,0	96,4	100,00	96,6
Chicot, Rivière	CHIC0108	100,0	100,0	80,2	99,2	96,9	95,62	95,3
Glaises, Rivière aux	GLAI0107	80,3	76,4	100,0	99,1	99,7	100,00	92,6
Cachée, Rivière	CACH0107	83,1	100,0	77,5	98,0	99,9	93,42	92,0
Glaises, Ruisseau aux	RGLA0107	74,8	82,8	100,0	100,0	99,1	94,44	91,9
Glaises, Ruisseau aux	RGLA0108	83,1	89,2	88,6	92,4	96,4	92,75	90,4
Souris, Rivière des	SOUR0108	83,1	76,4	88,6	94,6	96,4	95,95	89,2
Glaises, Rivière aux	GLAI0106	80,3	70,1	78,5	97,1	99,7	100,00	87,6
Bonhomme, Ruisseau	RBON0108	100,0	82,8	66,1	88,9	95,5	92,24	87,6
Cachée, Rivière	CACH0108	80,3	95,5	69,8	84,1	99,7	89,04	86,4
Saint-Georges, Ruisseau	RGEO0107	72,0	82,8	74,1	96,5	94,8	87,69	84,6
Fourche, Rivière à la	FOUR0107	91,4	95,5	70,4	82,1	94,1	71,50	84,2
Saults, Rivière des	SAUL0108	80,3	89,2	50,9	96,1	99,7	83,81	83,3
Saults, Rivière des	SAUL0107	85,9	89,2	48,6	91,8	100,0	82,29	83,0
Saint-Germain, Rivière	SGER0108	77,6	82,8	80,1	89,8	95,6	72,18	83,0
Glaises, Rivière aux	GLAI0108	58,2	51,0	99,5	96,1	100,0	91,40	82,7
Saults, Rivière des	SAUL0106	77,6	76,4	55,9	98,0	95,6	89,04	82,1
La Chevrotière, Rivière	CHEV0107	91,4	95,5	50,6	77,2	100,0	77,07	82,0
La Chevrotière, Rivière	CHEV0108	91,4	76,4	56,2	88,8	94,1	82,97	81,6
Bayonne, Rivière	BAYO0108	100,0	95,5	36,5	81,1	96,4	75,72	80,9
Brûlée, Rivière	BRUL0107	74,8	70,1	62,7	92,1	95,2	86,68	80,2
Lac Sainte-Anne, Décharge du	CHAR0107	83,1	82,8	26,4	91,8	99,9	79,26	77,2
Portage, Rivière du	PORT0108	69,3	63,7	48,6	99,2	94,2	84,82	76,6
Portage, Rivière du	PORT0107	49,9	57,3	70,4	99,6	89,2	89,54	76,0
Portage, Rivière du	PORT0106	55,4	51,0	69,0	91,8	91,0	90,73	74,8
Vaches, Rivière aux	VACH0106	74,8	70,1	32,2	100,0	95,2	74,54	74,5
Gentilly, Rivière	GENT0106	77,6	63,7	41,6	88,9	91,8	69,31	72,1
Gervais-Léveillé, Ruisseau	RGLE0107	85,9	70,1	28,6	79,2	93,3	70,32	71,2
Chaume-Charron, Ruisseau	RCCH0106	77,6	57,3	60,1	83,5	80,3	65,43	70,7
Chacoura, Rivière	CHAC0108	77,6	51,0	61,0	80,1	87,9	58,35	69,3
Nègre, Rivière du	NEGR0106	72,0	70,1	31,5	86,7	90,6	64,92	69,3
Amyot, Rivière	AMYO0106	63,7	38,2	52,8	88,8	88,4	75,55	67,9
Aulnages, Ruisseau des	RAUL0106	94,2	70,1	21,3	74,8	85,0	61,05	67,7

Annexe 9 Valeurs standardisées en pourcentage des variables composant l'indice
ISB_m (suite)

<i>Cours d'eau</i>	<i>Station</i>	<i>Nombre de taxons</i>	<i>Nombre de taxons POET</i>	<i>% EPT</i>	<i>% insectes</i>	<i>% taxons tolérants</i>	<i>HBI</i>	<i>ISB_m</i>
Marguerite, Rivière	MARG0106	66,5	25,5	67,8	84,2	89,2	67,45	66,8
Rouge, Ruisseau	RROU0106	72,0	38,2	67,0	81,6	78,3	62,90	66,7
David, Rivière	DAVI0106	80,3	63,7	23,0	83,1	77,5	64,08	65,3
Charest, Rivière	CHAR0407	74,8	51,0	7,7	92,0	95,2	62,56	63,9
Gervais-Léveillé, Ruisseau	RGLE0106	52,6	44,6	27,3	86,7	95,8	72,85	63,3
Yamachiche, Petite rivière	PYCH0108	49,9	31,8	66,6	85,9	83,3	61,89	63,2
Marguerite, Rivière	MARG0107	52,6	25,5	46,8	93,9	90,1	69,14	63,0
Vacher, Ruisseau	RVAC0107	69,3	57,3	22,0	67,4	77,1	63,07	59,3
Kelly, Ruisseau	RKEL0108	63,7	44,6	21,3	77,4	79,1	68,80	59,2
Grand Ruisseau, Le	GRUI0106	63,7	25,5	40,9	65,5	79,1	62,39	56,2
Saint-Esprit, Ruisseau	RESP0107	74,8	38,2	5,1	77,5	79,3	57,34	55,4
Mawcook, Rivière	MAWC0108	74,8	44,6	8,5	61,4	75,4	55,14	53,3
Lemoine, Rivière	LEMO0106	66,5	31,8	14,8	65,1	71,4	62,23	52,0
Écossais, Rivière des	ECOS0106	74,8	31,8	6,0	53,7	75,4	53,63	49,2
Aulnages, Ruisseau des	RAUL0107	63,7	38,2	5,1	53,1	79,1	53,46	48,8
Loup, Petite rivière du	PLOU0107	55,4	25,5	16,2	58,3	80,3	50,93	47,8
Barbue, Rivière à la	BARB0106	47,1	31,8	5,5	65,7	75,6	54,13	46,6
Salvail, Rivière	SALV0106	60,9	12,7	0,9	61,9	73,0	61,55	45,2
Blanche, Rivière	BLBN0106	66,5	25,5	3,4	42,6	71,4	50,25	43,3
Bonaventure, Rivière	BONA0107	38,8	19,1	14,3	48,3	61,1	46,54	38,0
Rousse, Ruisseau	RROS0108	38,8	0,0	0,0	48,5	76,4	52,61	36,1
Bibeau, Ruisseau	RBIB0107	44,3	12,7	37,8	27,5	40,1	42,83	34,2
Bellevue, Petite rivière	PBEL0106	27,7	0,0	0,0	19,5	64,2	36,76	24,7

Annexe 10 Corrélations (r_s) entre les indices et des variables de l'habitat

	Vit cour. code	Vit cour. mes.	Subs. lign.	Mod. cours	Prot. vég.	Larg. vég.	Couv. forest.	Arbuste	Arborescent	Culture	IQBR	IQH _m	ISB _m
Vit.cour. code	1												
Vit.cour.mes.	0,67	1											
Subs.lign.	0,12	0,38	1										
Mod.cours	0,22	0,42	0,40	1									
Prot. vég.	0,16	0,49	0,57	0,34	1								
Larg. vég.	0,04	0,41	0,56	0,57	0,66	1							
Couv forest.	0,18	0,23	0,60	0,12	0,57	0,27	1						
Arbuste	0,33	0,42	0,26	0,30	0,40	0,22	0,09	1					
Arborescent	0,04	0,19	0,46	0,30	0,42	0,39	0,60	-0,34	1				
Culture	-0,13	-0,32	-0,40	-0,56	-0,45	-0,60	-0,27	-0,25	-0,39	1			
IQBR	0,06	0,33	0,57	0,39	0,62	0,56	0,62	-0,09	0,90	-0,42	1		
IQH _m	0,17	0,38	0,41	0,45	0,65	0,57	0,34	0,42	0,22	-0,54	0,33	1	
ISB _m	0,52	0,66	0,39	0,43	0,56	0,40	0,29	0,58	0,15	-0,41	0,34	0,61	1

Notes : Les données en gras ont une valeur de $p < 0,0001$.

Les variables n'ayant aucune corrélation supérieure à 0,5 ne sont pas présentées.

Les variables sont la vitesse de courant codée, la vitesse de courant mesurée, le pourcentage de substrat ligneux échantillonné, la modification du cours d'eau, la protection végétale, la largeur de la bande végétale, le pourcentage de couvert forestier, le pourcentage d'arbustes, le pourcentage d'arbres, le pourcentage en culture, l'indice de qualité de la bande riveraine, l'indice de qualité de l'habitat et l'indice de santé du benthos pour les cours d'eau à substrat meuble.



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

Québec 



Plan d'action
SAINTE-LAURENT
2011-2026