

179

BI078

Consultation sur le développement durable
de la production porcine au Québec

6211-12-007

*DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE D'INTÉGRITÉ
BIOTIQUE POUR ÉVALUER L'ÉTAT DE SANTÉ
DES PETITS COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE
DANS LE BAS-SAINT-LAURENT*

LA *vraie Vie*
EN NATURE !



**Direction de l'aménagement de la faune
de la région du Bas-Saint-Laurent**

***DÉVELOPPEMENT D'UN INDICE D'INTÉGRITÉ
BIOTIQUE POUR ÉVALUER L'ÉTAT DE SANTÉ
DES PETITS COURS D'EAU EN MILIEU AGRICOLE
DANS LE BAS-SAINT-LAURENT***

par

**Stéphanie Rioux
et
François Gagnon**

Septembre 2001

**Société de la faune
et des parcs**

Québec 

Référence à citer :

RIOUX, S. et F. GAGNON. 2001. Développement d'un indice d'intégrité biotique pour évaluer l'état de santé des petits cours d'eau en milieu agricole dans le Bas-Saint-Laurent : rapport final. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent. 91 p.

Société de la faune et des parcs du Québec

Dépôt légal — 4^e trimestre 2001
Bibliothèque nationale du Québec
ISBN : 2-550-38506-3
© Gouvernement du Québec

RÉSUMÉ

L'indice d'intégrité biotique (IIB) est un outil qui permet d'évaluer de façon simple et globale le niveau de perturbation des cours d'eau en intégrant des renseignements sur la structure, la composition et l'organisation fonctionnelle des communautés de poissons. Nous avons développé un tel indice pour déterminer et suivre l'état de santé des petits cours d'eau présents en milieu agricole dans la région du Bas-Saint-Laurent. Cet indice est composé de cinq métriques : pourcentage d'individus d'eau froide, pourcentage d'individus d'eau chaude, classe de taille de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), pourcentage d'individus tolérants et pourcentage de cyprinidés invertivores. À ce nombre, s'ajoute un facteur de correction pour le pourcentage d'individus présentant des anomalies externes. Bien qu'il soit simple, l'indice semble bien refléter le niveau de perturbation de la rivière puisqu'il est fortement corrélé à l'indice de qualité environnemental (IQE) élaboré à partir de données sur la physico-chimie et l'habitat ($r_s = 0,83$, $p < 0,0001$). La validation de l'IIB à l'aide d'un petit nombre de stations qui n'ont pas servi à son développement nous indique toutefois que notre indice n'est pas parfait, car sa concordance avec l'IQE n'est pas toujours bonne. Il serait souhaitable de valider l'indice à l'aide d'un plus grand nombre de stations indépendantes afin de mieux comprendre ses faiblesses et de pouvoir apporter les modifications qui s'imposent.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	iii
TABLE DES MATIÈRES	iv
LISTE DES TABLEAUX	v
LISTE DES FIGURES	vi
LISTE DES ANNEXES	vii
1. INTRODUCTION	1
2. DESCRIPTION DE L' AIRE D'ÉTUDE	2
2.1 Le bassin versant de la rivière Fouquette	5
2.2 Le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest	8
2.3 Le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles	10
2.4 Le bassin versant de la rivière Kamouraska	12
2.5 Le bassin versant de la rivière Verte	15
2.6 Le bassin versant de la Petite rivière Rimouski	17
3. MÉTHODOLOGIE	19
3.1 Échantillonnage	19
3.2 Évaluation de la qualité environnementale des stations	22
3.3 Présentation des métriques potentielles	25
3.3.1 <i>Richesse et composition spécifique</i>	25
3.3.2 <i>Espèces indicatrices</i>	28
3.3.3 <i>Fonction trophique</i>	29
3.3.4 <i>Abondance</i>	30
3.3.5 <i>Condition</i>	30
3.4 Sélection des métriques	31
3.5 Système de pointage	31
3.6 Analyse des propriétés de l'IIB	33
4. RÉSULTATS ET DISCUSSION	33
4.1 Développement de l'indice	33
4.1.1 <i>Données ichtyologiques</i>	33
4.1.2 <i>Choix des métriques</i>	34
4.1.3 <i>Système de pointage</i>	37
4.1.4 <i>Analyse des propriétés de l'IIB</i>	41
4.1.5 <i>Comparaison avec les autres IIB d'eau froide</i>	44
4.2 Application de l'indice	47
4.2.1 <i>Le bassin versant de la rivière Fouquette</i>	47
4.2.2 <i>Le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest</i>	51
4.2.3 <i>Le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles</i>	55
4.2.4 <i>Le bassin versant de la rivière Kamouraska</i>	57
4.2.5 <i>Le bassin versant de la rivière Verte</i>	59
4.2.6 <i>Le bassin versant de la Petite rivière Rimouski</i>	59
5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS	62
6. REMERCIEMENTS	63
7. RÉFÉRENCES	64

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Caractérisation agricole des bassins versants étudiés.....	7
Tableau 2	Caractérisation municipale dans le bassin de la rivière du Sud-Ouest	8
Tableau 3	Caractérisation municipale dans le bassin de la rivière des Trois Pistoles	12
Tableau 4	Caractérisation municipale dans le bassin versant de la rivière Kamouraska	14
Tableau 5	Caractérisation municipale dans le bassin versant de la rivière Verte.....	15
Tableau 6	Caractéristiques physiques des stations d'échantillonnage	20
Tableau 7	Métriques potentielles et leur réponse prédite à la suite de la dégradation d'une rivière d'eau froide (d'après Mundahl et Simon 1999).....	26
Tableau 8	Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique et préférence thermique des espèces capturées dans les quatre bassins à l'étude (tiré de Halliwell <i>et al.</i> 1999).....	27
Tableau 9	Corrélations de Spearman entre les métriques potentielles et l'indice de qualité environnementale pour les 37 stations échantillonnées. Les métriques retenues sont en caractères gras.....	36
Tableau 10	Barèmes de pointage des métriques de l'indice d'intégrité biotique pour les petits cours d'eau froide du Bas-Saint-Laurent	38
Tableau 11	Classes d'intégrité biotique et leur signification environnementale (adapté de Karr <i>et al.</i> 1986, Lyons <i>et al.</i> 1996 et Mundahl et Simon 1999).....	39
Tableau 12	Comparaison du niveau d'intégrité biotique obtenu pour chacune des stations selon le système de pointage utilisé, traditionnel (t) ou continu (c), et indice de qualité environnementale (IQE).....	40
Tableau 13	Coefficient de corrélation de Spearman entre chaque métrique (avant pointage) et l'IIB.....	42
Tableau 14	Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP), indice de qualité d'habitat (RCE) et indice de qualité environnementale (IQE) pour chacune des stations échantillonnées.....	49
Tableau 15	Valeur de chacune des métriques et de l'indice d'intégrité biotique (IIB) pour chacune des stations échantillonnées	52

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des six bassins versants à l'étude	4
Figure 2	Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Fouquette	6
Figure 3	Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest	9
Figure 4	Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles	11
Figure 5	Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Kamouraska	13
Figure 6	Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Verte	16
Figure 7	Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la Petite rivière Rimouski	18
Figure 8	Zone de sensibilité primaire des métriques de l'IIB (adapté de Angermeier et Karr 1986; Karr <i>et al.</i> 1986 ainsi que Mundahl et Simon 1999).....	42
Figure 9	Indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de l'indice de qualité environnementale (IQE) pour les onze stations indépendantes retrouvées sur la rivière Saint-Denis et la rivière Verte. L'IIB de la station V7 n'a pu être calculé puisque moins de 25 individus y ont été capturés.....	43
Figure 10	Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière Fouquette (F) et ses deux tributaires, les ruisseaux Soucy-Lapointe (SL) et Turgeon (TU)	48
Figure 11	Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière du Sud-Ouest (S) et un de ses tributaires, la rivière Neigette (N).....	54
Figure 12	Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour les rivières Sènescoupé (SE) et Toupiké (TO) de même que pour le ruisseau de l'Est (RE).....	56
Figure 13	Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière Kamouraska (K) et trois de ses tributaires, la rivière Saint-Denis (D), la rivière Goudron (G) et le ruisseau Creux (C).....	58
Figure 14	Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière Verte	60
Figure 15	Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la Petite rivière Rimouski.....	61

LISTE DES ANNEXES

Annexe A	Fiche d'évaluation de l'habitat (RCE).....	70
Annexe B	Critères de sélection des sites de référence	73
Annexe C	Exemples de détermination de la zone de sensibilité primaire des métriques.....	75
Annexe D	Nombre de captures de chacune des espèces de poissons prélevées dans les quatre bassins versants à l'étude	77
Annexe E	Variables physico-chimiques des différentes stations échantillonnées dans les quatre bassins versants à l'étude	82

1. INTRODUCTION

La qualité des rivières est une préoccupation importante puisque les usages reliés à l'eau sont multiples. D'ailleurs, plusieurs espèces végétales et animales dépendent des cours d'eau et de leurs rives pour une partie ou pour la totalité de leur cycle vital (Vandal et Huot 1985). Au Québec, les grands responsables de la dégradation de la qualité des cours d'eau sont les rejets d'eaux usées municipales et industrielles de même que l'agriculture (Belzile *et al.* 1980; Hydrotech 1985; Gaudreau *et al.* 1986 dans Trencia 1987; BAPE 2000).

Afin d'orienter judicieusement les actions à poser pour améliorer l'état de nos écosystèmes aquatiques, on doit disposer d'outils nous permettant d'en évaluer la condition. Parmi les outils disponibles à l'heure actuelle, l'indice d'intégrité biotique (Karr 1981; Karr *et al.* 1986) est l'une des approches les plus prometteuses. En effet, cet indice permet d'évaluer de façon simple et globale, les effets des perturbations anthropiques en milieu aquatique en intégrant plusieurs caractéristiques (métriques) des communautés de poissons, comme la richesse spécifique, l'organisation trophique, l'abondance et la condition physique. Un pointage est accordé à chaque métrique selon que la valeur obtenue s'approche ou s'éloigne de celle attendue pour une rivière sous influence humaine minimale. L'indice d'intégrité biotique (IIB) est égal à la somme de toutes les métriques et reflète la condition de la communauté de poissons et celle de l'environnement la supportant.

L'IIB de Karr a été développé pour les petits cours d'eau du Midwest des États-Unis et son utilisation, à l'extérieur de cette région, requiert souvent la modification, le remplacement ou l'élimination de certaines métriques ainsi que le développement de nouveaux barèmes de pointage puisque la composition des communautés de poissons varie d'une région à l'autre. Au Québec, plusieurs études faisant appel à l'utilisation d'un indice d'intégrité biotique ont été réalisées en rivière (Richard 1994, 1996; La Violette et Richard 1996; Martel et Richard 1998; Saint-Jacques 1998; La Violette 1999).

Cependant, l'indice utilisé dans ces études est inapplicable aux petites rivières d'eau froide caractérisant le Bas-Saint-Laurent.

La plupart des versions de l'IIB ont été développées pour les rivières d'eau chaude, dont la température moyenne journalière maximale est supérieure à 24 °C. Or, tel que l'ont démontré Lyons *et al.* (1996), des différences majeures existent entre les communautés de poissons d'eau chaude et celles d'eau froide (température moyenne journalière maximale < 22 °C). La principale difficulté dans le développement d'un IIB en eau froide concerne la faible diversité spécifique caractéristique de ces eaux, laquelle limite le nombre de métriques pouvant être incluses dans l'indice sans trop de redondance. De plus, la réponse des communautés de poissons des rivières d'eau froide à la suite d'une perturbation est différente de celle des communautés d'eau chaude (Lyons 1992; Lyons *et al.* 1996; Mundahl et Simon 1999).

Le but de cette étude était de développer un indice d'intégrité biotique simple et adapté au contexte du Bas-Saint-Laurent qui permettra de déterminer et de suivre l'état de santé des petits cours d'eau (largeur < 10 m) présents en milieu agricole.

2. DESCRIPTION DE L'AIRE D'ÉTUDE

Le développement d'un indice tel que l'IIB comporte plusieurs étapes. Tout d'abord, on doit sélectionner une région relativement homogène. Il peut s'agir d'une écorégion (Hughes *et al.* 1994), d'un bassin versant ou d'une région ichtyogéographique (Legendre et Legendre 1984) qui sont plutôt uniformes au niveau de leurs caractéristiques environnementales (climat, physiographie, sol et végétation) et des espèces de poissons potentiellement présentes.

Le territoire visé par la présente étude comprend les tributaires du fleuve Saint-Laurent se retrouvant dans la région administrative du Bas-Saint-Laurent. Cette zone peut être considérée relativement homogène puisqu'elle fait partie d'une même région ichtyogéographique (Legendre et Legendre 1984) et d'une même région

écohydrographique (Belzile 1997). L'applicabilité de notre indice à l'extérieur de cette région devra être documentée.

Six bassins versants ont été choisis pour réaliser l'échantillonnage (figure 1). Les données regroupées dans les sections 2.1 à 2.6 présentent les caractéristiques générales des bassins versants étudiés ainsi que les renseignements municipaux et agricoles recueillis pour chacun d'eux (tableaux 1 à 5). Une mise en garde s'impose toutefois relativement à l'interprétation des données agricoles. Ces dernières ont été colligées par le ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation (MAPAQ), à partir des fiches d'enregistrement de 1995 et 1997. Elles sont par conséquent établies d'après le lieu de résidence des producteurs et non pas d'après le lieu où se tiennent les activités agricoles en question. Ainsi, un producteur peut être enregistré à l'intérieur des limites d'un bassin versant, mais exercer ses activités à l'extérieur de celui-ci, et vice-versa. Cependant, la comparaison entre les données provenant de l'ensemble des fermes enregistrées dans le bassin et celles dont les activités ont lieu réellement dans le bassin a été faite pour la rivière Fouquette. Bien que des différences substantielles soient ressorties quant au nombre d'animaux (4496 U.A. pour les données du MAPAQ contre 2877 U.A. pour les données corrigées) et des superficies en cultures (6502 ha contre 3920 ha), les densités animales par hectare de culture sont demeurées relativement les mêmes (0,69 U.A./ha contre 0,73 U.A./ha). Par conséquent, nous considérons que cette information, bien qu'imprécise, est adéquate pour avoir une vue d'ensemble de l'activité agricole dans les différents bassins.

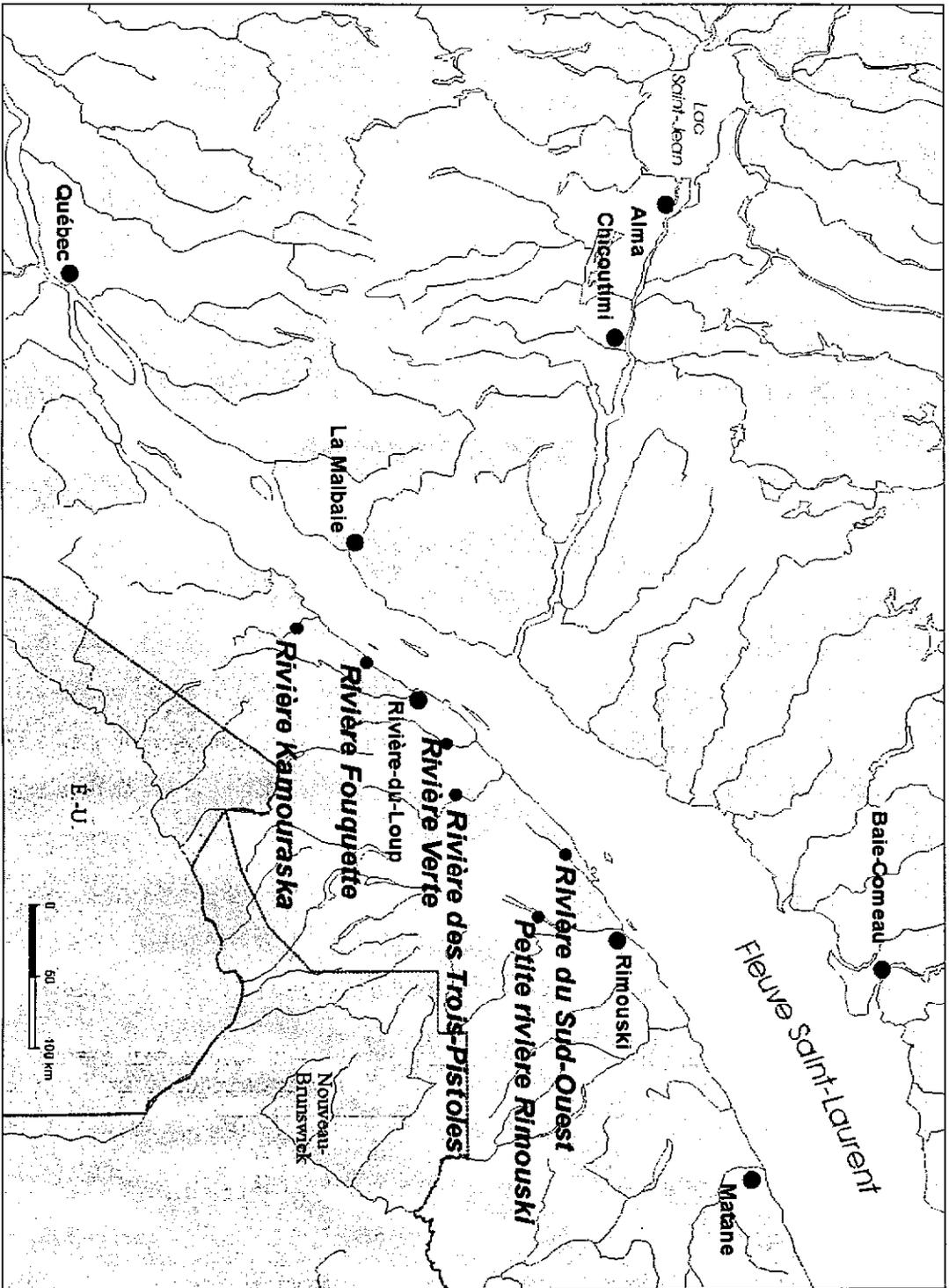


Figure 1 Localisation des six bassins versants à l'étude

2.1 Le bassin versant de la rivière Fouquette

La rivière Fouquette ainsi que ses deux principaux tributaires, les ruisseaux Turgeon et Soucy-Lapointe, drainent environ 73 km² de terres dans la MRC de Kamouraska, plus exactement dans les municipalités de Saint-Joseph-de-Kamouraska, de Sainte-Hélène, de Saint-Alexandre-de-Kamouraska et de Saint-André (figure 2). Ce bassin versant est délimité par les coordonnées 69° 36' à 69° 43' de longitude ouest et 47° 34' à 47° 43' de latitude nord.

La portion médiane de la rivière Fouquette est caractérisée par une zone d'écoulement lent, où se retrouvent environ 600 ha de tourbières. Dans cette zone, le lit de la rivière est formé d'une épaisse couche de matières organiques, envahi par la végétation aquatique, et il n'y subsiste souvent qu'un étroit chenal pour laisser libre passage à l'eau.

Seule la municipalité de Saint-Alexandre-de-Kamouraska rejette ses eaux usées dans la rivière Fouquette, à neuf kilomètres de son embouchure. Les eaux usées d'environ 61 % de sa population, ce qui représente près de 1200 personnes, et de deux industries de transformation agroalimentaire se retrouvent donc dans l'eau de la rivière. Il s'agit là de la principale source ponctuelle de pollution dans le bassin, d'autant plus que les installations sont présentement insuffisantes pour traiter, de façon efficace, ce volume d'eaux usées (Pouliot et Verreault, en préparation). Il s'en suit un important enrichissement de l'eau en phosphore et en azote. Cette surcharge en éléments nutritifs se traduit par une croissance excessive des algues en aval du rejet. La situation est d'autant plus préoccupante lorsqu'on sait que cette rivière héberge l'une des trois seules frayères à éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) connues sur la rive sud de l'estuaire. Cette situation rappelle d'ailleurs celle qu'a connue la rivière Boyer, dans le comté de Bellechasse, où une importante frayère à éperlan arc-en-ciel a progressivement été désertée jusqu'à l'être complètement au début des années 90 (Robitaille *et al.* 1990).

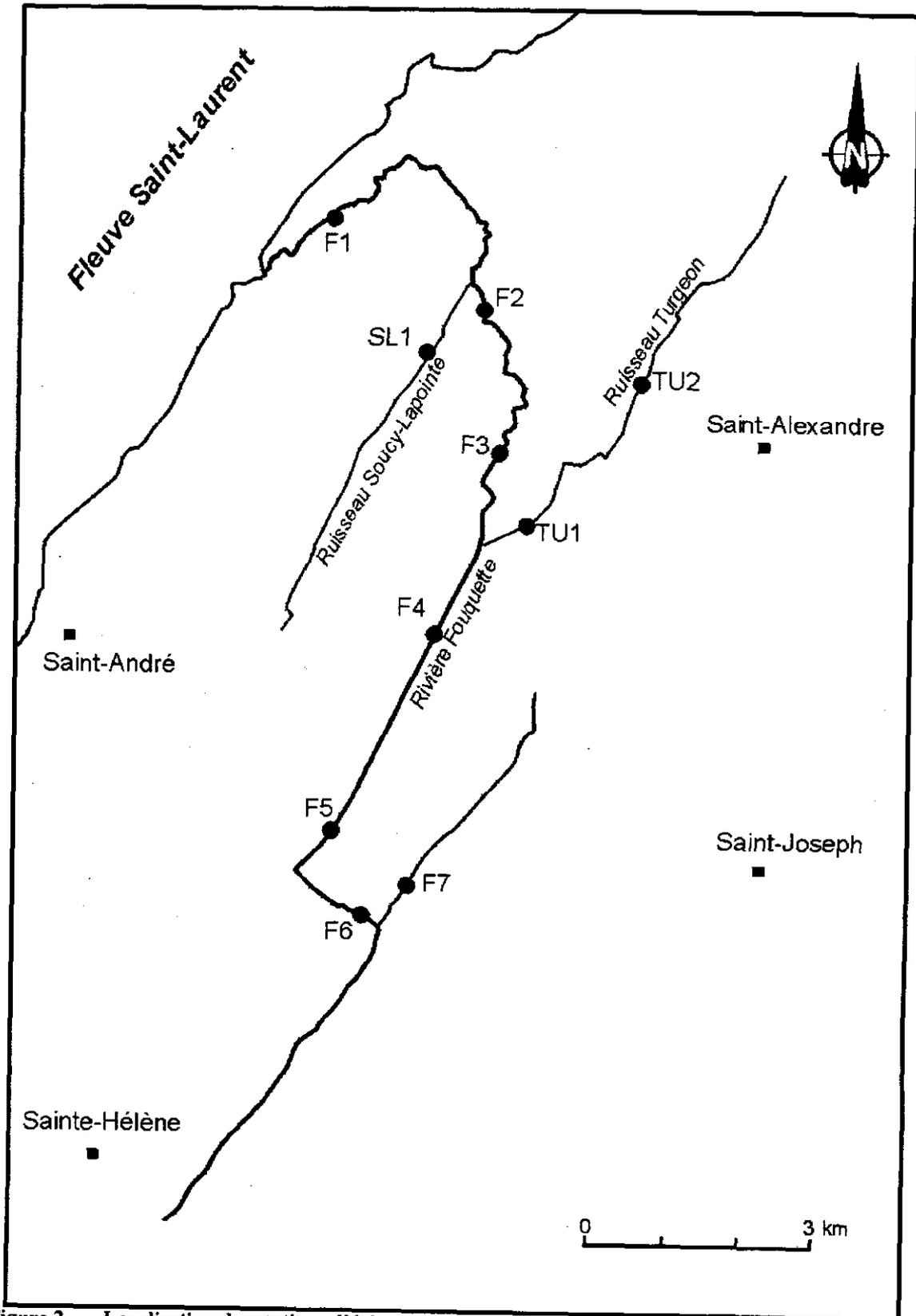


Figure 2 Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Fouquette

Malgré sa petite taille, le bassin de la rivière Fouquette possède un grand nombre d'unités animales (tableau 1). Son cheptel totalise 4496 U.A., dont 60 % sont consacrés à la production laitière. Les superficies en culture sont également très importante avec 6502 ha. De ce nombre, près des deux tiers sont en fourrages.

Tableau 1 Caractérisation agricole des bassins versants étudiés

	Bassin versant					
	Fouquette	Sud-Ouest	Trois Pistoles	Verte	Kamouraska	Petite Rimouski
Superficie (km ²)	73	197	938	506	293	225
Production animale (U.A.)	4 496	1 945	n/d	8 000	8 618	n/d
Lait (%)	59,9	62,2		60,5	57,1	
Bovins (%)	18,8	29,2		13,8	13,6	
Porcs (%)	15,0	0		23,7	28,8	
Autres (%)	6,3	8,6		2,0	0,6	
Culture totale (ha)	6 502	3 509	n/d	13 071	10 635	n/d
Fourrages (%)	65,7	64,9		62,0	65,0	
Céréales (%)	19,4	19,4		27,1	20,3	
Pâturages (%)	14,8	15,7		9,1	12,9	
Autres (%)	-	-		1,8	1,8	

Le bassin de la rivière Fouquette est donc, toute proportion gardée, celui qui présente la plus forte pression agricole. En effet, bien que la densité animale par hectare de culture (0,69) soit plus faible que dans le bassin de la rivière Kamouraska, lorsqu'on tient compte de la superficie totale du bassin, la densité animale y devient alors deux fois supérieure. On peut en déduire que la pression agricole est donc généralisée à l'ensemble du bassin plutôt que limitée à des secteurs bien précis, comme c'est le cas dans celui de la Kamouraska.

2.2 Le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest

Située dans la MRC des Basques et de Rimouski-Neigette, la rivière du Sud-Ouest suit un parcours qui l'amène des terres vallonneuses au sud de Trois-Pistoles jusqu'au fleuve Saint-Laurent, à la hauteur du parc du Bic (figure 3). Les 197,4 km² de superficie du bassin versant sont limités par les coordonnées 68° 45' à 69° 07' de longitude ouest à 48° 01' à 48° 04' de latitude nord.

Le bassin de la rivière du Sud-Ouest est le seul, parmi les six bassins sélectionnés pour l'étude, où les lacs occupent une place importante. On y retrouve cinq lacs majeurs occupant au total près de 8,2 km². Il s'agit du lac Saint-Mathieu, du Petit lac Saint-Mathieu, du Grand lac Malobès, du Grand lac Neigette et du lac de la Station. La rivière du Sud-Ouest possède également deux tributaires principaux, soit celui de la rivière Neigette, avec un bassin versant de 43,3 km², et celui de la décharge du lac Malobès, avec 22,1 km².

La superficie du bassin versant est partagée majoritairement entre trois municipalités. Il s'agit de Sainte-Françoise en amont du bassin, de Saint-Mathieu-de-Rioux dans sa partie médiane et de Saint-Fabien en aval. De ces trois municipalités, seules les eaux usées de Saint-Mathieu, avec ses 547 habitants, sont susceptibles de se retrouver dans le bassin versant, les deux autres municipalités rejetant les leurs dans d'autres bassins (tableau 2). À ce jour, la municipalité de Saint-Mathieu ne possède pas de traitement d'eaux usées.

Tableau 2 Caractérisation municipale dans le bassin de la rivière du Sud-Ouest

Rivière	Municipalité	Population	Traitement	Type de traitement ¹	Population desservie (%)
Sud-Ouest	Saint-Mathieu-de-Rioux	547	Non	-	-
	Sainte-Françoise	442	Oui	CE	73,5

¹ CE : champs d'épuration

La rivière du Sud-Ouest est une rivière à saumon. Elle ne supporte cependant pas de pêche sportive, compte tenu de ses superficies réduites de production qui sont fréquentées annuellement par moins de 100 saumons (Le Bel *et al.* 1991).

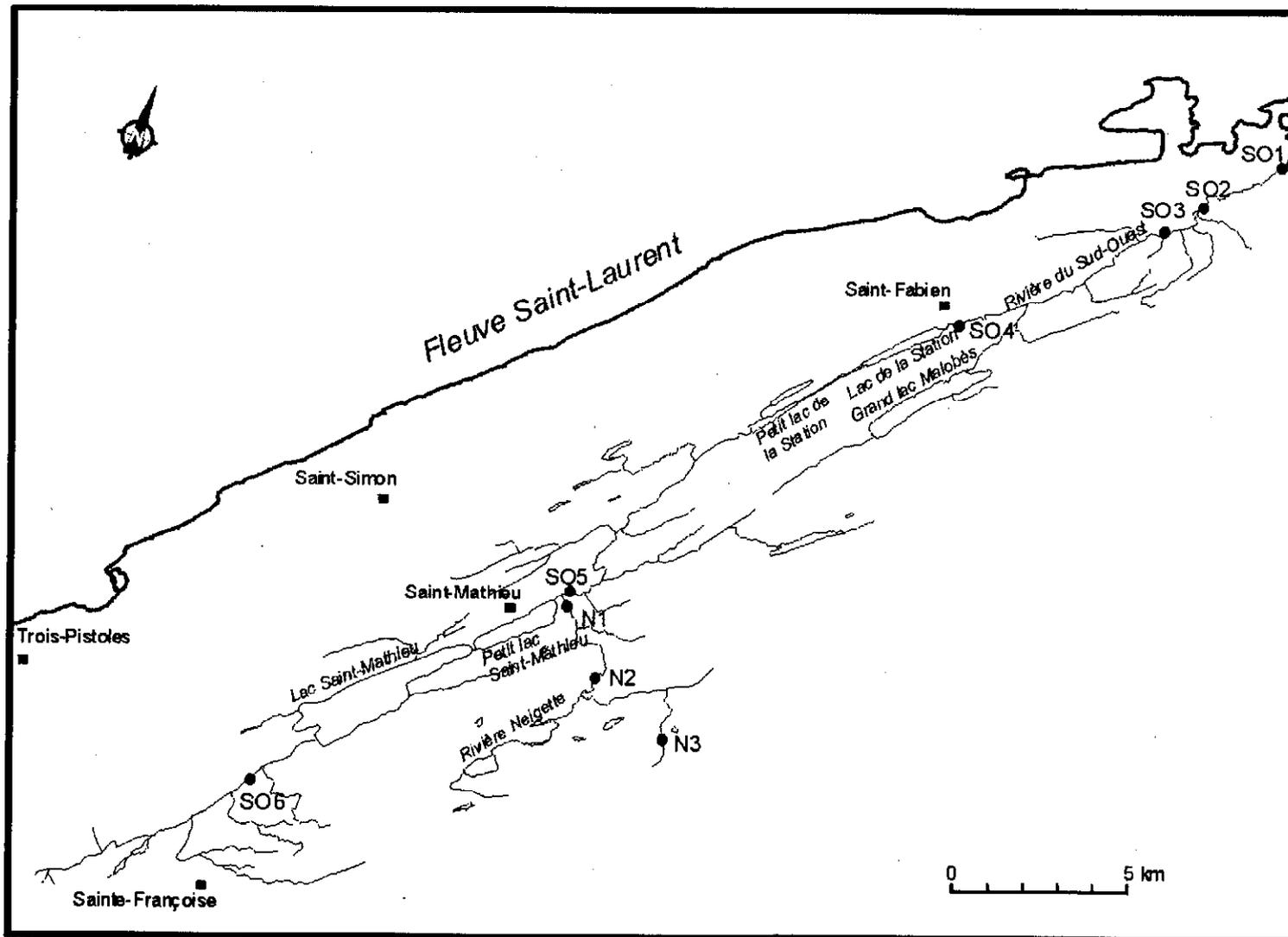


Figure 3 Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest

La production animale dans le bassin est peu importante avec seulement 1945 U.A (tableau 1). Les productions laitières et bovines dominant avec respectivement 62 % et 29 % des unités animales. Pour ce qui est des superficies en culture, elles totalisent 3509 ha, dont 65 % en fourrages et 19 % en céréales.

On retrouve dans ce bassin une densité animale de 0,55 par hectare de cultures. Par rapport à la superficie totale du bassin, la densité est près de cinq fois moindre, avec seulement 0,10 U.A./ha. Parmi les six bassins dont nous avons les données, il s'agit de celui qui présente les plus faibles valeurs de densité animale, tant par hectare de culture que par rapport à la superficie totale.

2.3 Le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles

Le but de l'échantillonnage dans le bassin de la rivière des Trois Pistoles était fort différent de celui des autres bassins. Les cinq stations échantillonnées, situées dans les sous-bassins du ruisseau de l'Est et des rivières Sénescoupé et Toupiké, ont été choisies en raison de leur état peu perturbé afin de servir de sites de référence potentiels (figure 4).

La rivière Sénescoupé occupe une superficie de 154,1 km² et prend sa source dans les lacs Saint-Hubert et de la Grande Fourche, aux abords de la municipalité de Saint-Hubert-de-Rivière-du-Loup. La rivière Toupiké, pour sa part, occupe un bassin versant de 138,8 km². Elle possède deux tributaires principaux, soit la rivière Plate et la rivière de la Petite Fourche. Finalement, sur la rive droite de la rivière des Trois Pistoles se trouve le ruisseau de l'Est, dont le bassin versant s'étend sur 41,7 km². Ces trois bassins sont tous situés dans la portion amont du bassin de la Trois Pistoles, qui fait pour sa part 938,3 km².

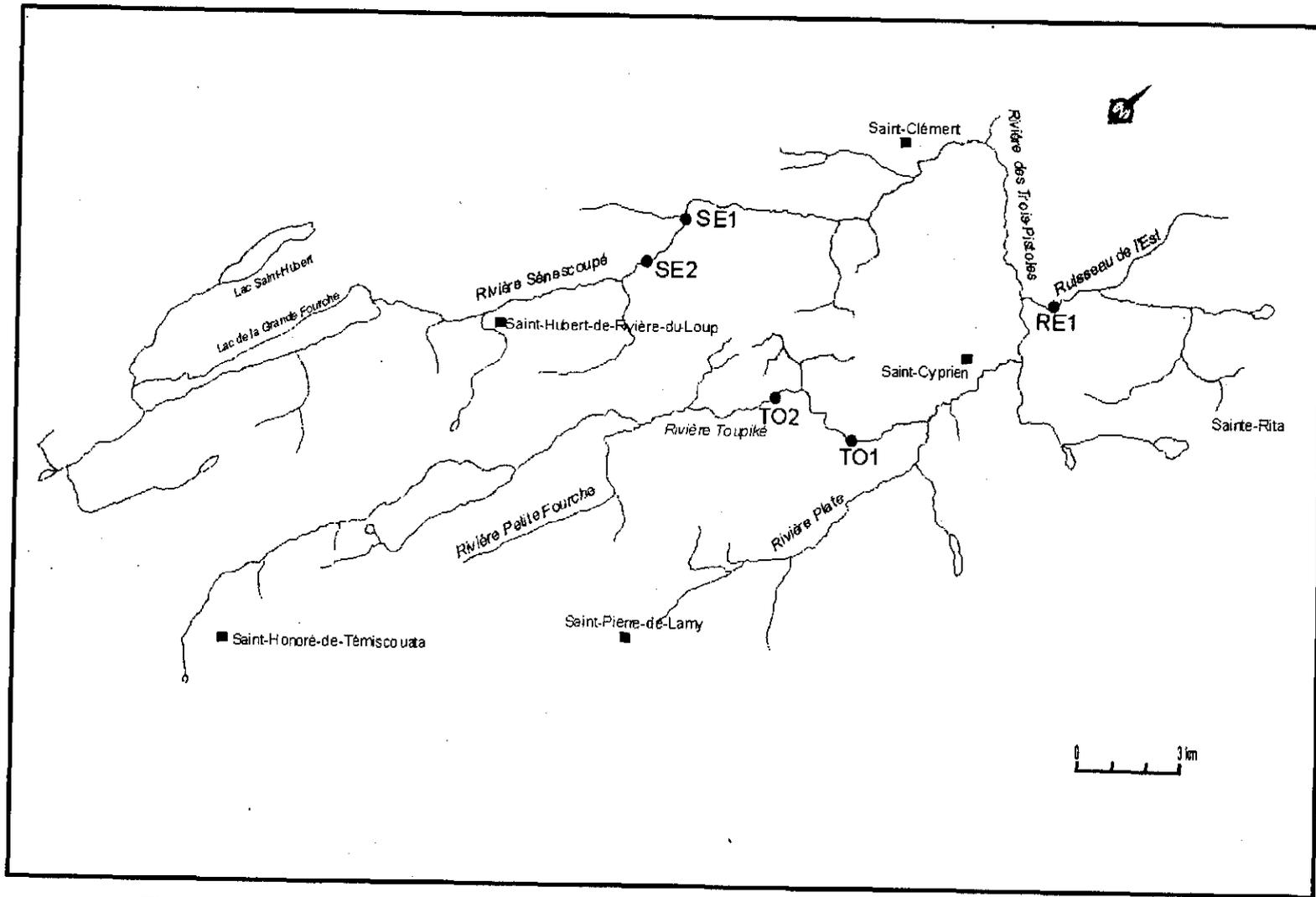


Figure 4 Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles

Deux municipalités ne sont pas desservies par des installations de traitement des eaux usées. Il s'agit de Saint-Pierre-de-Lamy, située dans le sous-bassin de la rivière Toupiké, et de Saint-Honoré, dans celui de la Sénéscoupé (tableau 3). Les quatre autres municipalités retrouvées dans les trois sous-bassins sont toutes desservies soit par des étangs aérés ou par des fosses septiques. Ainsi, la rivière Sénéscoupé reçoit les rejets d'eaux usées traitées de Saint-Clément et de Saint-Hubert. Les eaux usées de Saint-Cyprien se rejettent pour leur part dans la rivière Toupiké alors que Sainte-Rita déverse les siennes dans le ruisseau de l'Est.

Tableau 3 Caractérisation municipale dans le bassin de la rivière des Trois Pistoles

Rivière	Municipalité	Population	Traitement	Type de traitement ¹	Population desservie (%)
Sénéscoupé	Saint-Hubert-de-Rivière-du-Loup	1316	Oui	EA	70,1
	Saint-Clément	560	Oui	FS	40,9
	Saint-Honoré-de-Témiscouata	814	Non	-	-
Ruisseau de l'Est	Sainte-Rita	383	Oui	EA	52,2
Toupiké	Saint-Cyprien	1225	Oui	EA	77,6
	Saint-Pierre-de-Lamy	160	Non	-	-

¹ EA : étangs aérés; FS : fosses septiques

2.4 Le bassin versant de la rivière Kamouraska

Avec ses 293,4 km², le bassin de la rivière Kamouraska est l'un des plus vastes dans notre étude. Ce bassin se limite aux coordonnées 69° 41' à 69° 55' de longitude ouest et 47° 18' à 47° 39' de latitude nord. Il est alimenté par trois tributaires principaux, soit la rivière Saint-Denis (92,1 km²), la rivière Goudron (45,2 km²) et le ruisseau Creux (43,8 km²) qui prend sa source dans le lac Saint-Pierre (figure 5).

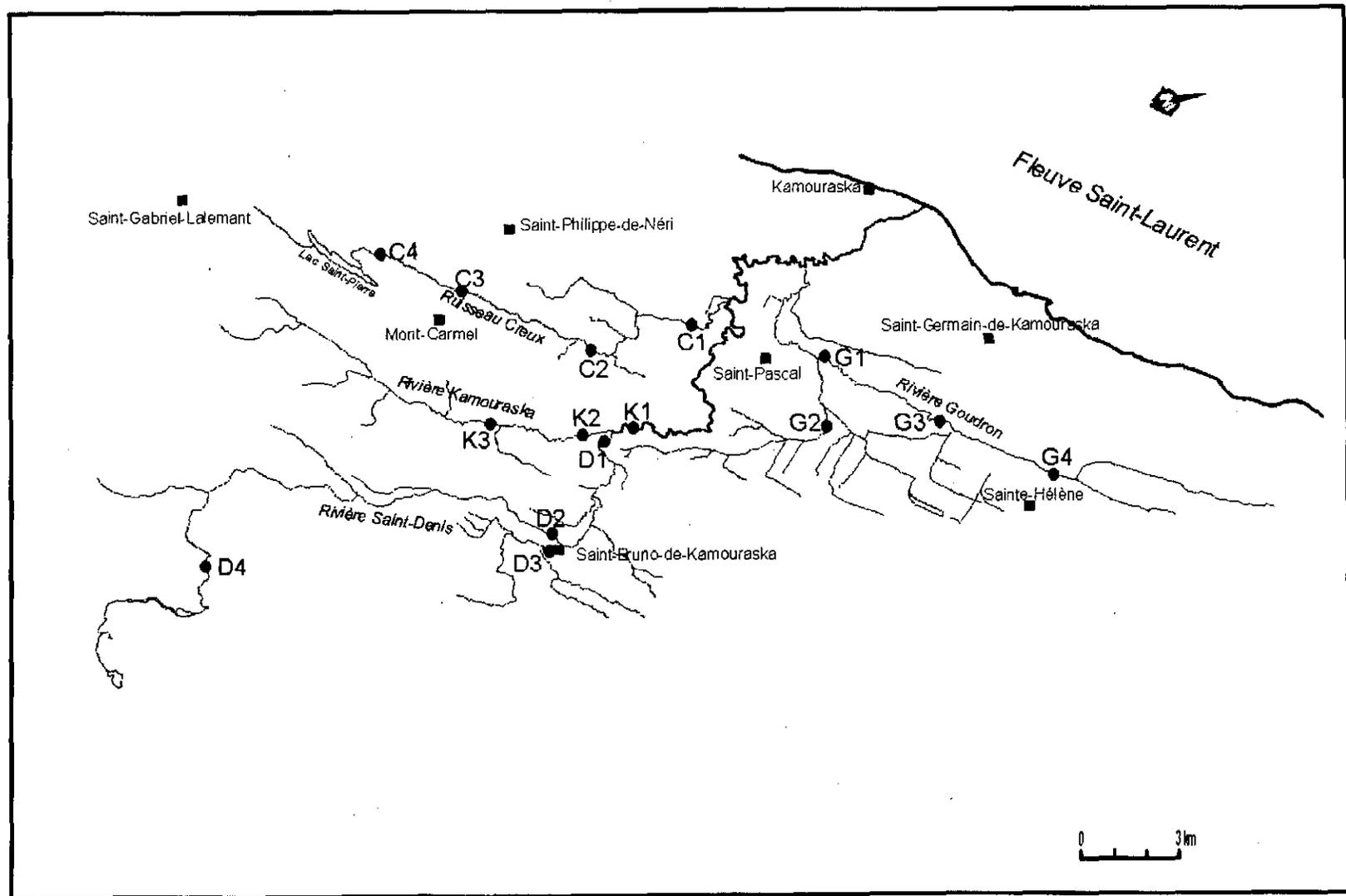


Figure 5 Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Kamouraska

Sept municipalités se partagent l'étendue du bassin versant. Quatre de celles-ci possèdent des étangs aérés et rejettent leurs eaux usées dans le bassin de la rivière Kamouraska (tableau 4). Il s'agit des municipalités de Kamouraska, de Sainte-Hélène, de Saint-Pascal et de Mont-Carmel. Ajoutons à cela le village de Saint-Bruno-de-Kamouraska, qui ne possède actuellement ni traitement des eaux ni réseau d'égout.

Tableau 4 Caractérisation municipale dans le bassin versant de la rivière Kamouraska

Rivière	Municipalité	Population	Traitement	Type de traitement ¹	Population desservie (%)
Kamouraska	Kamouraska	701	Oui	EA	90,3
Goudron	Saint-Pascal	3614	Oui	EA	75,0
	Sainte-Hélène	931	Oui	EA	38,6
Ruisseau Creux	Mont-Carmel	1242	Oui	EA	78,0
Saint-Denis	Saint-Bruno-de-Kamouraska	550	Non	-	-

¹ EA : étangs aérés

On retrouve également dans les limites du bassin versant, un site d'enfouissement sanitaire situé à Saint-Philippe-de-Néri. Celui-ci peut toutefois être considéré comme ayant peu d'impacts sur la qualité des eaux du bassin puisqu'il est étanche en raison de la nature argileuse du sol et que ses eaux de lixiviation subissent plusieurs traitements (décantation, filtration et aération) avant d'être retournées à l'environnement (B.Tremblay, comm. pers.)¹.

Le bassin de la rivière Kamouraska est celui où l'on retrouve le plus d'U.A. avec un total de 8618 (tableau 1). La majorité de celles-ci se retrouvent en production laitière et porcine, avec respectivement 57 et 29 % du cheptel total. Les superficies en culture représentent quant à elles 10 635 ha. Tout comme les autres bassins, la majorité des terres en culture sont en fourrages avec 65 % des surfaces cultivées.

À partir de ces résultats, on obtient une densité animale de 0,81 U.A./ha de superficie en culture. Par contre, si l'on tient compte de la superficie totale du bassin, la densité

¹ Brigitte Tremblay, ministère de l'Environnement du Québec

diminue à 0,29 U.A./ha. La prédominance boisée du sous-bassin de la rivière Saint-Denis peut expliquer en bonne partie cette importante différence, l'agriculture étant concentrée dans le bassin de la rivière Goudron, dans celui du ruisseau Creux et dans la portion en aval de la rivière Kamouraska.

2.5 Le bassin versant de la rivière Verte

Le bassin de la rivière Verte draine 506,6 km² de terres dans la MRC de Rivière-du-Loup, entre les coordonnées 49° 35' et 48° 01' de latitude nord et entre 69° 10' et 69° 29' de longitude ouest (figure 6). On y retrouve plusieurs tributaires dont les plus importants sont la rivière à la Fourche (95,2 km²), la rivière Cacouna (83,1 km²), la rivière des Roches (52,0 km²), le ruisseau Noir (35,4 km²) et la rivière de la Barrure (24,0 km²).

Des cinq municipalités se trouvant dans les limites du bassin, seulement deux traitent leurs effluents d'eaux usées : l'Isle-Verte et Saint-Épiphanie (tableau 5). L'impact de l'Isle-Verte est cependant négligeable sur la qualité globale des eaux de la rivière puisqu'elle se situe à l'embouchure de celle-ci. Des trois autres municipalités qui ne sont pas équipées d'installation de traitement des eaux usées, Saint-Modeste et Saint-François-Xavier-de-Viger sont en plus dépourvues de réseau d'égout. Un impact peut donc se faire sentir localement au niveau des petits cours d'eau qui les traversent.

Tableau 5 Caractérisation municipale dans le bassin versant de la rivière Verte

Rivière	Municipalité	Population	Traitement	Type de traitement ¹	Population desservie (%)
Verte	L'Isle-Verte	1485	Oui	EA	65,4
	Saint-Modeste	912	Non		
Cacouna	Saint-François-Xavier-de-Viger	291	Non	EA	69,6
	Saint-Épiphanie	894	Oui		
À la Fourche	Saint-Paul-de-la-Croix	370	Non		

¹EA : étangs aérés

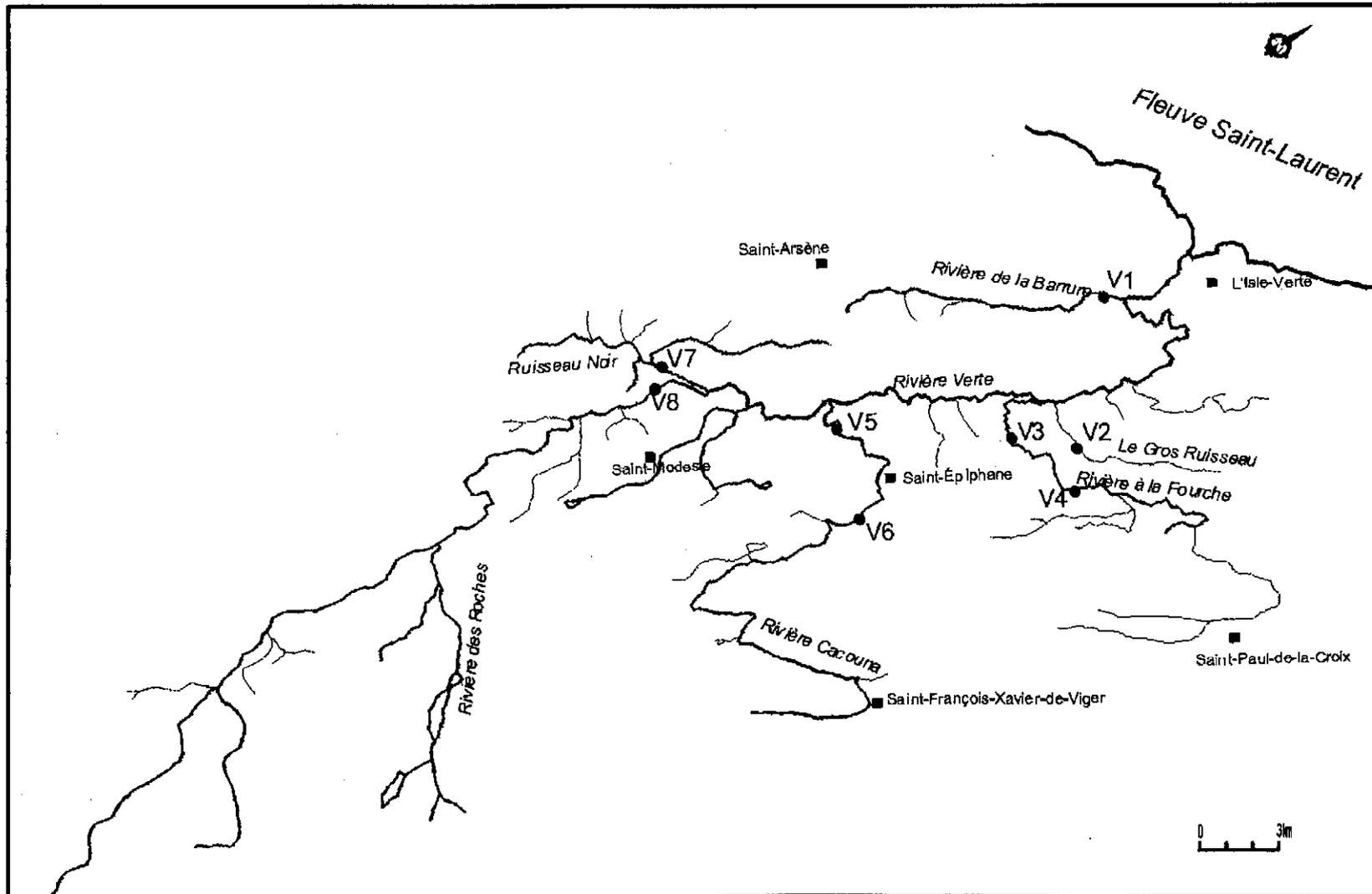


Figure 6 Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la rivière Verte

Les caractéristiques de l'activité agricole dans le bassin de la rivière Verte sont semblables à celles des autres bassins de la région (tableau 1). La production laitière domine quant au nombre d'unités animales avec 60 % du cheptel total, suivie par les productions porcine et bovine. Le portrait des types de cultures est également comparable à celui des autres bassins versants étudiés. Un peu plus de 60 % des terres cultivées sont occupées par les fourrages. Sur le plan des cultures céréalières, la proportion est plus importante avec 27,1 % des 13 071 ha en culture.

La pression exercée par l'élevage est également comparable à celle des autres bassins que nous avons échantillonnés. En tenant compte uniquement des superficies en culture, la densité animale est de 0,61 U.A./ha. Par rapport à la superficie totale du bassin, ce chiffre descend à 0,16 U.A./ha. La présence d'un couvert forestier dans la partie en amont du bassin explique cet écart, tout comme pour le bassin de la rivière Kamouraska.

2.6 Le bassin versant de la Petite rivière Rimouski

Tout comme c'était le cas avec le bassin de la rivière des Trois Pistoles, la Petite rivière Rimouski a été sélectionnée pour servir de site de référence. Situé dans le bassin de la rivière Rimouski, qui occupe 1636,7 km², le bassin de la Petite rivière Rimouski fait 224,5 km² (figure 7). On y retrouve un tributaire principal, la rivière des Açores, qui draine près de la moitié du bassin avec 100,9 km².

On ne retrouve sur le territoire du bassin, aucune municipalité et, par conséquent, aucune activité agricole. La coupe forestière est la seule activité humaine susceptible d'avoir dans le bassin, un impact sur la qualité de l'eau de la rivière. Nous avons toutefois pris soin de choisir nos stations aux endroits où l'impact des coupes était le plus faible possible, en se référant à des cartes détaillées des aires de coupe fournies par La Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent, gestionnaire du territoire ciblé.

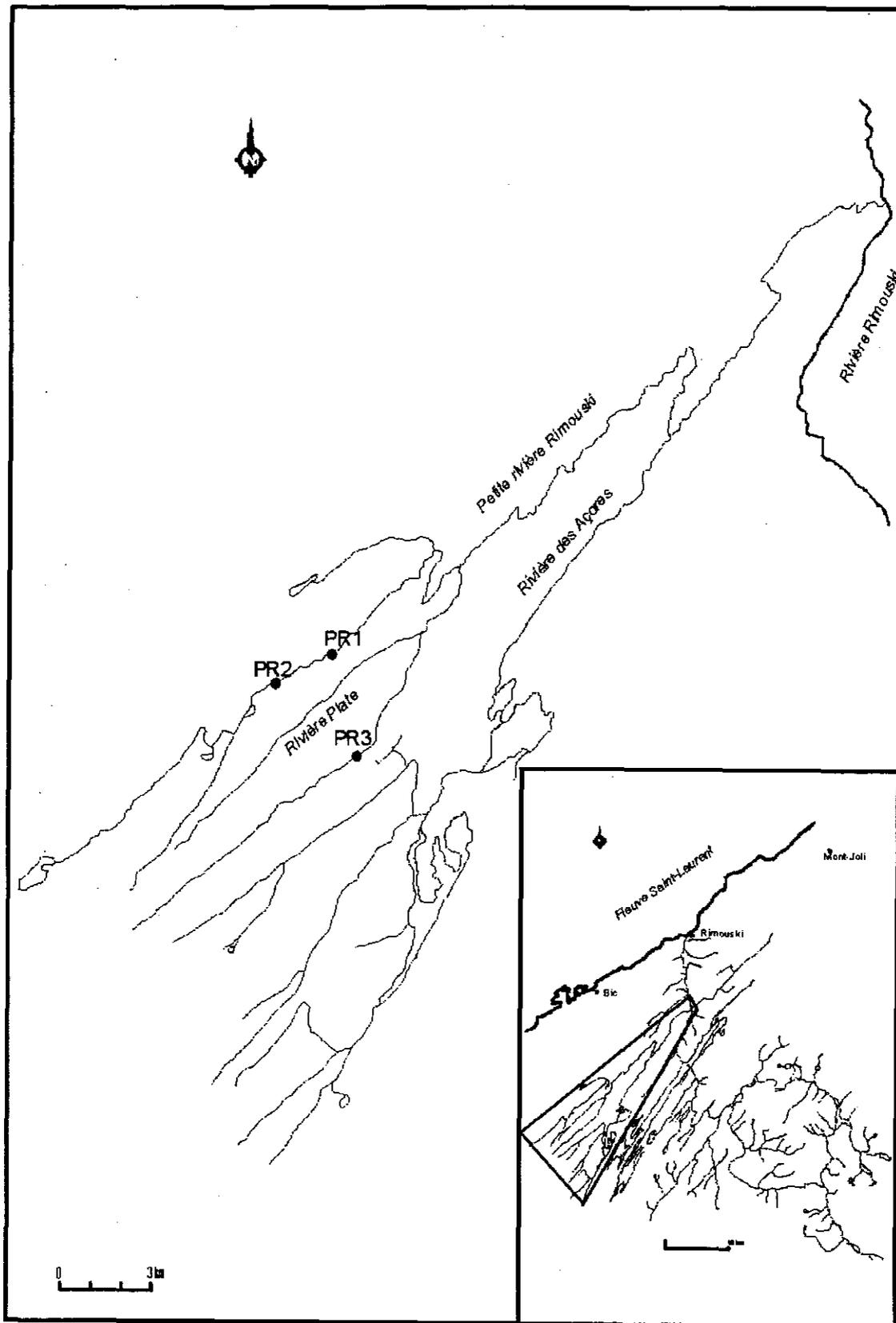


Figure 7 Localisation des stations d'échantillonnage dans le bassin versant de la Petite rivière Rimouski

3. MÉTHODOLOGIE

3.1 Échantillonnage

L'échantillonnage ichtyologique s'est déroulé sur un total de 50 stations réparties dans six bassins versants. En 2000, ce sont les bassins versants des rivières Fouquette (10 stations), des Trois Pistoles (5), du Sud-Ouest (8) et de la Kamouraska (6) qui ont été pêchés. En 2001, ce fut au tour des stations des bassins des rivières Verte (8), de la Petite rivière Rimouski (3), du Sud-Ouest (1) et de la Kamouraska (14). Pour la rivière Kamouraska, cinq des six stations échantillonnées en 2000 l'ont été à nouveau en 2001. Les caractéristiques physiques des stations sont fournies au tableau 6.

La sélection des stations s'est d'abord effectuée à partir de cartes topographiques à l'échelle 1 : 50 000, principalement en fonction de leur accessibilité depuis un chemin public. Dans la mesure du possible, les stations étaient réparties de façon à couvrir l'ensemble du bassin versant. Finalement, une distance minimale de deux kilomètres était laissée entre deux stations consécutives sur un même tronçon de rivière.

Ce n'est que lors des visites préliminaires, effectuées en mai et juin, que les stations d'échantillonnage définitives furent, à partir de certains critères, choisies parmi celles présélectionnées. D'abord, elles devaient pouvoir être échantillonnées au moyen d'un appareil de pêche à l'électricité portatif, ce qui impliquait d'avoir une profondeur maximale d'un mètre (ou moins lorsque le courant est fort), d'avoir une largeur maximale d'environ dix mètres et de ne pas être trop encombrées par des branches ou des troncs d'arbres pouvant restreindre les mouvements avec l'appareil sur le dos. Lorsqu'une route traversait la rivière, la section de rivière en amont du pont avait la préférence afin d'éviter les perturbations engendrées par la circulation automobile et par le pont lui-même. Si les conditions en amont ne correspondaient pas à nos exigences, la station était alors localisée en aval du pont.

Tableau 6 Caractéristiques physiques des stations d'échantillonnage

Station	Largeur (m)	Superficie drainée (km ²)	Altitude (m)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant (dm/s)
Fouquette						
F1	9,0	69,9	8	0,30	1,05	1,5-7,5
F2	5,1	59,1	91	0,23		
F3	3,0	54,6	91	0,17	0,37	0-6,6
F4	4,5	29,1	99	0,25	0,45	1,0-1,8
F5	4,5	19,1	99	0,20	0,37	0
F6	3,6	17,0	114	0,16	0,29	0,5
F7	2,3	5,5	130	0,16	0,30	0
Turgeon						
TU1	1,9	13,7	99	0,18	0,56	0,8-2,4
TU2	1,3	5,9	107	0,22	0,31	0
Soucy-Lapointe						
SL1	1,5	5,6	99	0,13	0,34	1,0-4,5
Sud-Ouest						
S1	11,6	183,4	15	0,30	0,78	1,8-8,5
S2	15,6	179,1	38	0,24	0,67	1,9-13,1
S3	11,8	174,9	61	0,28	0,57	4,5-13,5
S4	8,4	139,1	114	0,40	0,77	5,5-10,0
S5	9,6	91,3	122	0,38	0,86	3,9-10,1
S6	2,8	15,2	137	0,11	0,27	1,2-4,0
Neigette						
N1	7,7	44,8	122	0,19	0,35	7,4-9,6
N2	5,9	39,0	221	0,22	0,88	1,5-4,9
N3	2,3	3,9	320	0,17	0,50	0-6,9
Sénescoupé						
SE1	9,9	112,9	274	0,08	0,91	0-8,4
SE2	8,4	105,8	282	0,20	0,62	2,1-8,9
Toupiké						
TO1	7,2	85,6	229	0,18	0,69	2,0-6,3
TO2	8,3	67,8	274	0,16	0,72	1,0-3,5
Ruisseau de l'Est						
RE1	3,7	40,8	198	0,24	0,68	0-7,5
Kamouraska						
K1	13,5	147,7	160	0,60		
K2	6,1	54,0	152	0,31	0,68	1,7-7,5
K3	7,3	40,1	160	0,21	0,47	0-7,5
Ruisseau Creux						
C1	4,6	42,8	49	0,19	0,53	0-6,3
C2	3,1	23,8	94	0,17	0,45	0-2,3
C3	3,5	21,1	99	0,39	0,67	0-5,2
C4	3,1	10,6	114	0,12	0,25	1,5-5,5
Saint-Denis						
D1	8,1	97,8	168	0,24	0,56	2,5-8,5
D2	6,8	59,1	183	0,30	0,55	1,5-10,4
D3	5,5	19,5	183	0,20	0,41	0-7,5
D4	5,1	13,8	312	0,16	0,36	1,8-5,5

Station	Largeur (m)	Superficie drainée (km ²)	Altitude (m)	Profondeur moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant (dm/s)
Goudron						
G1	6,5	46,1	46	0,35	0,63	1,4-9,3
G2	3,1	12,5	91	0,13	0,37	0-6,0
G3	4,0	41,0	87	0,15	0,38	0-5,6
G4	2,8	17,6	99	0,53	0,75	0
De la Barrure						
V1	5,0	23,7	150	0,15	0,35	1,5-7,5
Gros Ruisseau						
V2	1,9	7,0	99	0,09	0,33	0-9,0
À la Fourche						
V3	8,1	93,9	84	0,21	0,59	0-4,0
V4	8,6	87,7	125	0,19	0,50	2,0-6,0
Cacouna						
V5	7,3	82,9	84	0,31	0,49	1,5-6,0
V6	8,3	69,0	145	0,14	0,33	0-6,3
Ruisseau Noir						
V7	4,4	34,6	99	0,51	0,60	0
Verte						
V8	9,9	159,8	99	0,50	0,81	1,0-5,5
Petite Rimouski						
PR1	4,8	37,2	236	0,23	0,87	1,5-5,0
PR2	4,3	35,8	259	0,20	0,52	2,2-5,8
PR3	4,4	8,4	259	0,13	0,73	1,0-4,2

Le début de la station correspondait, lorsque présent, au début d'un faciès d'écoulement précis, soit une fosse, soit un rapide. Une distance minimale de 10 m entre le début de la station et le pont était respectée pour les chemins peu achalandés. Cette distance était généralement supérieure à 50 m pour les routes très passantes ou lorsque la station était en aval d'un pont. Lorsque deux rivières se rencontraient, la station devait se situer de 50 à 100 m du point de confluence.

Les stations retenues ont été échantillonnées à une seule reprise, durant le jour, entre le 13 juin et le 23 août 2000 et entre le 27 juin et le 16 août 2001, à l'aide d'un appareil de pêche à l'électricité portatif (Coffelt, modèle BP-1C et BP-4). Le filet de l'épuisette utilisée avait une longueur de mailles étirées de 9 mm.

Des tests effectués au début de l'été 2000 sur quelques stations du bassin de la rivière Kamouraska nous ont permis de déterminer la longueur de station minimale pour obtenir un échantillon de poissons représentatif. Pour ce faire, nous avons pêché sur une longueur

allant jusqu'à 100 m, en séparant nos captures pour chaque section de dix mètres de longueur. Nous avons répété cet exercice pour des stations de différentes largeurs et de différentes complexités d'habitat. Une longueur de station de 50 m s'est avérée un bon compromis en permettant de capturer toutes les espèces présentes en un temps acceptable. Cette longueur est la même que celle utilisée pour la pêche à gué au Québec dans le même genre d'étude (Richard 1994, 1996; Saint-Jacques 1998 : La Violette 1999), elle est moindre à d'autres études en eau froide réalisées du côté américain (Lyons *et al.* 1996; Mundahl et Simon 1999).

Pour ce qui est du nombre de passes, il fut de trois pour les six premières stations, puis nous avons réduit ce nombre à deux en tenant compte des résultats obtenus. La troisième passe ne générant en effet aucune nouvelle espèce et les proportions de celles présentes restaient sensiblement les mêmes entre la deuxième et la troisième passe.

Tous les poissons capturés de taille supérieure à 25 mm étaient d'abord anesthésiés à l'huile de clou de girofle, lorsque nécessaire, pour ensuite être identifiés à l'espèce et dénombrés. La biomasse totale par espèce était également mesurée au dixième de gramme près, à l'aide d'une balance Sartorius PT 1200. Pour les ombles de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), la longueur à la fourche était aussi notée. Finalement, les poissons capturés faisaient l'objet d'un examen externe pour détecter la présence de déformations, d'érosions, de lésions ou de tumeurs (DELT), puis ils étaient relâchés dans la rivière. Toutefois, les individus à l'identification incertaine étaient conservés dans une glacière afin d'être ultérieurement identifiés en laboratoire. Quelques spécimens ont également été fixés au formol 10 % et transférés dans de l'alcool éthylique 70 % pour être conservés dans une collection de référence. Les clefs d'identification utilisées furent celles de Scott et Crossman (1974) et de Legendre (1960) pour les cyprinidés.

3.2 Évaluation de la qualité environnementale des stations

Lors des visites préliminaires ou de l'échantillonnage, une évaluation de l'habitat était effectuée. Pour ce faire, nous avons utilisé une version modifiée du RCE (*Riparian*,

Channel and Environmental Inventory) de Petersen (1992). Nous avons toutefois éliminé de l'indice original, les deux variables sur les macroinvertébrés et les poissons pour nous concentrer sur les 14 variables s'attardant à la zone riveraine et au milieu aquatique (annexe A). Le système de pointage utilisé était le même que celui de Petersen à la différence que pour certaines variables, les deux rives étaient évaluées séparément. L'indice pouvait prendre une valeur entre 13 et 320. Le pointage obtenu à chaque station a toutefois été ramené sur 100, parce qu'une échelle de 0 à 100 est plus familière. Lorsqu'un site obtenait un pointage suffisamment élevé (supérieur à 250 sur 320), son utilisation comme site de référence était vérifiée en se basant sur les critères de Niemela *et al.* (1999) (annexe B). Toutefois, le critère sur l'introduction d'espèces sportives ou de fourrages a été abandonné compte tenu de la difficulté à obtenir de l'information sur le sujet.

Lors de la pêche, nous prenions également en note certains paramètres physiques de la station. Tout d'abord, la largeur moyenne était prise en trois endroits différents, généralement au début, au milieu et à la fin de la station. La profondeur maximale et la profondeur moyenne de la station étaient également mesurées. La profondeur moyenne était déterminée à partir de quelques mesures prises le long de chacun des trois transects utilisés pour mesurer la largeur. Finalement, la vitesse du courant dans les rapides et dans les fosses était mesurée à six dixièmes de profondeur à partir de la surface.

De plus, des échantillons d'eau ont été prélevés par temps sec, à chacune des stations de pêche. Dans une même journée, toutes les stations d'un même bassin versant étaient visitées et les échantillons prélevés étaient expédiés en moins de 24 heures au laboratoire chargé de leur analyse. Quatre paramètres étaient analysés lors de la première année d'échantillonnage, soit l'azote total, le phosphore total, la DBO₅ et les coliformes fécaux. À ces paramètres s'ajoutaient des mesures de température, d'oxygène dissous, de conductivité et de pH. En 2001, nous avons remplacé l'azote total par les nitrites-nitrates, en plus d'ajouter les matières en suspension parmi les paramètres analysés.

Un indice a été élaboré d'après les données obtenues au niveau de l'habitat et de l'eau afin d'évaluer la qualité générale de nos stations. Il s'agit de l'indice de qualité environnementale (IQE), un indice composite inspiré de l'approche de Lyons (1992). L'IQE est calculé à partir du RCE et d'une version réduite de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) développé pour les rivières du Québec (Hébert 1996). Les variables qui ont été utilisées dans l'IQBP réduit, sont le phosphore total, les coliformes fécaux, la DBO₅ et le niveau de saturation en oxygène pour les données de 2000, auxquelles viennent s'ajouter les nitrites-nitrates, les matières en suspension et le pH pour l'année 2001. Pour chacun de ces descripteurs, un sous-indice entre 0 et 100 a été calculé. La valeur de l'IQBP est égale à celle du sous-indice du descripteur limitant, c'est-à-dire du descripteur ayant le sous-indice le plus bas. La valeur numérique de l'IQBP a ensuite été associée à une classe de qualité de la façon suivante : A (80-100), B (60-79), C (40-59), D (20-39) et E (0-19). Ces classes réfèrent respectivement à une eau de qualité excellente, satisfaisante, douteuse, mauvaise et très mauvaise. Puisqu'un seul échantillon d'eau a été prélevé par station, nous avons préféré ne pas mettre trop d'accent sur la valeur des variables mesurées, d'où l'utilisation de classes.

L'IQE est calculé de la façon suivante : le RCE est multiplié par la classe associée à l'IQBP (A = 5, B = 4, C = 3, D = 2 et E = 1), le tout divisé par 5. L'indice peut ainsi prendre une valeur entre 1 pour une station de qualité très faible et 100 pour une station de qualité excellente. L'IQE peut également être présenté sous la forme de classes de la même façon que l'IQBP. Les stations ayant un IQE entre 80 et 100 étaient jugées excellentes du point de vue de l'habitat et de la qualité de l'eau et sont celles qui ont finalement été désignées comme stations de référence. Cela concerne seulement dix stations. Deux se situent dans le bassin de la Sud-Ouest (N2 et N3), cinq dans le bassin de la Trois Pistoles (TO1, TO2, SE1, SE2 et RE1) et trois dans le bassin de la Petite rivière Rimouski (PR1, PR2 et PR3).

3.3 Présentation des métriques potentielles

Un total de 26 métriques potentielles ont été choisies en s'inspirant de celles déjà utilisées dans l'une ou l'autre des nombreuses versions de l'IIB (voir Simon et Lyons 1995 ainsi que Hughes et Oberdorff 1999 pour une revue). Une attention particulière a toutefois été portée aux métriques utilisées dans les versions d'eau froide (Lyons *et al.* 1996; Halliwell *et al.* 1999; Maret 1999; Mundahl et Simon 1999). Une liste exhaustive des métriques testées, avec la réponse attendue pour chacune d'elles à la suite d'une dégradation du cours d'eau, est donnée au tableau 7. Toutes ces métriques peuvent être regroupées en cinq catégories, représentant chacune un aspect majeur de l'intégrité des communautés de poissons. Voici une brève description de la pertinence de ces catégories.

3.3.1 *Richesse et composition spécifique*

Dans les rivières d'eau chaude, une diminution du nombre d'espèces est un signe de dégradation. Cependant, il semble que ce soit l'inverse qui se produise en eau froide (Lyons *et al.* 1996; Maret *et al.* 1997; Mundahl et Simon 1999). Sous l'effet de la plupart des perturbations, il y a une augmentation directe ou indirecte de la température estivale de l'eau de la rivière. Selon Lyons *et al.* (1996), cela rendrait l'habitat moins favorable aux quelques espèces d'eau froide présentes, mais plus propice à un grand nombre d'espèces d'eau fraîche et d'eau chaude d'où l'augmentation nette de la richesse spécifique. Seuls les types les plus sévères de perturbations causeraient une diminution de la richesse spécifique, alors que même les espèces d'eau fraîche et d'eau chaude seraient affectées. Dans les rivières d'eau chaude de haute qualité, plusieurs espèces d'eau fraîche et d'eau chaude tolérantes et intolérantes sont déjà présentes, et l'augmentation de la température causée par la dégradation de l'environnement n'ouvrirait pas la porte à la colonisation de la rivière par des guildes thermiques différentes. Par conséquent, les espèces intolérantes et les espèces d'eau chaude relativement sensibles seraient éliminées et ne seraient pas remplacées, résultant en un déclin net du nombre d'espèces (Lyons *et al.* 1996). La classification de nos espèces selon leur préférence thermique (tableau 8) est basée principalement sur celle de Halliwell *et al.* (1999). Cette classification a été choisie

parce qu'elle est récente, mais surtout parce que la région d'application, soit le nord-est des États-Unis, est plus près de la nôtre.

Tableau 7 Métriques potentielles et leur réponse prédite à la suite de la dégradation d'une rivière d'eau froide (d'après Mundahl et Simon 1999)

Métriques	Réponse prédite
Richesse et composition spécifique	
Nombre total d'espèces	Augmentation
% d'individus d'espèces d'eau froide	Diminution
% d'individus d'espèces d'eau chaude	Augmentation
Nombre d'espèces de cours d'eau de tête	Diminution
% d'individus de cours d'eau de tête	Diminution
Nombre d'espèces de cyprinidés	Augmentation
Espèces indicatrices	
Présence/absence d'omble de fontaine	Diminution
Classes de taille d'omble de fontaine	Diminution
% d'individus d'omble de fontaine	Diminution
Nombre d'espèces tolérantes	Augmentation
% individus tolérants	Augmentation
% individus de mulet à cornes	Augmentation
% individus de naseux noir	Augmentation
% individus de meunier noir	Augmentation
Fonction trophique	
% individus ou biomasse de carnivores supérieurs	Diminution
% d'individus ou biomasse de cyprinidés invertivores	Diminution
% d'individus ou biomasse d'invertivores	Diminution
% d'individus ou biomasse de généralistes	Augmentation
Abondance	
PUE d'omble de fontaine	Diminution
PUE des espèces d'eau froide	Diminution
PUE des espèces d'eau chaude	Augmentation
PUE des espèces d'eau fraîche et d'eau chaude	Augmentation
Condition	
% d'individus avec déformations, érosions, lésions ou tumeurs	Augmentation

Tableau 8 Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique et préférence thermique des espèces capturées dans les quatre bassins à l'étude (tiré de Halliwell *et al.* 1999)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Degré de tolérance	Niveau trophique	Préférence thermique
Petromyzontidae				
<i>Petromyzon marinus</i>	Lamproie marine (ammocète)	Modéré	Filtreur ¹	Fraîche
Anguillidae				
<i>Anguilla rostrata</i>	Anguille d'Amérique	Tolérant	Carnivore supérieur	Chaude
Cyprinidae				
<i>Luxilus cornutus</i>	Méné à nageoires rouges	Modéré	Généraliste	Fraîche
<i>Margariscus margarita</i>	Mulet perlé	Modéré	Invertivore ²	Fraîche ³
<i>Phoxinus eos</i>	Ventre rouge du Nord	Modéré	Généraliste	Fraîche ³
<i>Rhinichthys atratulus</i>	Naseux noir	Tolérant ⁴	Invertivore ⁵	Fraîche
<i>Rhinichthys cataractae</i>	Naseux des rapides	Modéré	Invertivore ⁵	Fraîche
<i>Semotilus atromaculatus</i>	Mulet à cornes	Tolérant	Généraliste	Fraîche
Catostomidae				
<i>Catostomus commersoni</i>	Meunier noir	Tolérant	Généraliste	Fraîche
Umbridae				
<i>Umbra limi</i>	Umbre de vase	Tolérant	Invertivore ²	Chaude ³
Osmeridae				
<i>Osmerus mordax</i>	Éperlan arc-en-ciel	Intolérant	Invertivore ²	Froide
Salmonidae				
<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Truite arc-en-ciel	Intolérant	Carnivore supérieur	Froide
<i>Salmo salar</i>	Saumon atlantique	Intolérant	Carnivore supérieur	Froide
<i>Salvelinus fontinalis</i>	Omble de fontaine	Intolérant	Carnivore supérieur	Froide
Gasterosteidae				
<i>Apeltes quadracus</i>	Épinoche à quatre épines	Modéré	Invertivore	Fraîche
<i>Culaea inconstans</i>	Épinoche à cinq épines	Modéré ²	Invertivore	Fraîche
<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Épinoche à trois épines	Modéré	Invertivore	Fraîche
<i>Pungitius pungitius</i>	Épinoche à neuf épines	Modéré	Invertivore	Fraîche
Cottidae				
<i>Cottus cognatus</i>	Chabot visqueux	Intolérant	Invertivore	Froide
Percidae				
<i>Perca flavescens</i>	Perchaude	Modéré	Carnivore supérieur	Fraîche

¹ Goldstein et Simon (1999)

² Barbour *et al.* (1997)

³ Richard Langdon, Vermont Department of Environmental Conservation

⁴ Modérément tolérant, Leonard et Orth (1986)

⁵ Scott et Crossman (1974)

Dans cette première catégorie se retrouvent également des métriques basées sur des groupes d'espèces ayant des caractéristiques communes. Nous en avons testé deux : une sur les espèces de cours d'eau de tête et une sur les cyprinidés. Une métrique basée sur les espèces typiquement retrouvées en tête de bassin (*headwater species*) a été utilisée par l'Ohio EPA (1988) et par Niemela *et al.* (1999). Selon ces auteurs, ces espèces sont

associées à un habitat permanent (disponibilité d'eau) présentant un faible niveau de stress environnemental et une grande intégrité biotique. Les cours d'eau de tête sont des habitats instables par rapport aux cours d'eau d'ordre supérieur. Cependant, parmi les cours d'eau de tête, ceux qui sont perturbés sont plus instables et les espèces comme le mullet perlé (*Margariscus margarita*), le ventre rouge du Nord (*Phoxinus eos*), le naseux noir (*Rhinichthys atratulus*) et l'épinoche à cinq épines (*Culea inconstans*) s'y retrouvent moins fréquemment (S. Niemela, comm. pers.)².

Le nombre d'espèces de cyprinidés est également associé à une augmentation de la qualité environnementale et de l'intégrité biotique (Ohio EPA 1988). En eau chaude, une diminution du nombre d'espèces de cyprinidés est un signe de dégradation (Ohio EPA 1988; Bramblett et Fausch 1991; Minns *et al.* 1994). Comme dans le cas du nombre total d'espèces, il semble qu'une augmentation de la perturbation en eau froide résulte en une augmentation du nombre d'espèces de cyprinidés (Mundahl et Simon 1999).

3.3.2 Espèces indicatrices

Les espèces intolérantes sont les premières à disparaître à la suite de perturbations d'origine anthropique et elles sont les dernières à réapparaître après restauration. Ces espèces permettent de distinguer les sites de qualité modérée de ceux de qualité élevée. À l'inverse, la proportion des espèces tolérantes augmente à la suite d'une dégradation puisqu'elles sont les dernières à disparaître. Pour ne pas perdre en sensibilité, ces métriques devraient se limiter aux espèces très intolérantes et très tolérantes afin de ne pas excéder 5 à 10 % des espèces présentes (Karr *et al.* 1986). Le niveau de tolérance des espèces (tableau 8) a été attribué d'après la classification de Halliwell *et al.* (1999). La seule exception concerne l'épinoche à cinq épines que Halliwell classe parmi les espèces intolérantes. Compte tenu du fait que nous avons rencontré cette espèce en abondance dans des endroits très perturbés, nous avons jugé préférable de la classer parmi les espèces modérées, tout comme le font Barbour *et al.* (1997).

² Scott Niemela, Minnesota Pollution Control Agency

3.3.3 Fonction trophique

Ces métriques s'intéressent au flux d'énergie à travers le système. Nous avons testé le pourcentage de la biomasse de chaque guildes en plus du pourcentage d'individus, puisque la biomasse serait un meilleur indicateur de la façon dont l'énergie a été transformée et de l'endroit où elle a été repositionnée (Goldstein *et al.* 1994). La classification des espèces selon leur niveau trophique (tableau 8) est basée sur celles de Halliwell *et al.* (1999) et de Goldstein et Simon (1999).

Les carnivores supérieurs (*top carnivores*) comprennent les espèces qui se nourrissent, une fois adulte, de vertébrés ou de gros invertébrés (Ganasan et Hughes 1998). Toutefois, dans les rivières de tête d'eau froide où les salmonidés sont les seuls carnivores supérieurs, tous les individus de cette famille peuvent être inclus dans la métrique, peu importe leur âge ou leur taille (Halliwell *et al.* 1999). Les carnivores supérieurs sont particulièrement susceptibles à la dégradation de la rivière à cause de leur position trophique dans la communauté.

Les insectivores sont les poissons dont la diète est dominée d'insectes terrestres et aquatiques. La métrique pourcentage d'individus cyprinidés insectivores a été proposée par Karr (1981) pour mesurer de façon indirecte le degré d'altération de la communauté d'invertébrés. En effet, dans les milieux dégradés, l'abondance relative des cyprinidés insectivores diminuerait en réponse à une réduction des insectes comme ressource alimentaire. À l'instar de Oberdorff et Hughes (1992), nous avons également choisi de tester une métrique plus générale, soit le pourcentage d'individus invertivores qui inclut les poissons se nourrissant également d'invertébrés autres que les insectes, soit les crustacés, les oligochètes et les mollusques.

Le terme généraliste est utilisé pour décrire les espèces consommant une grande variété de nourriture dans une grande diversité d'habitats (Halliwell *et al.* 1999). Les généralistes

peuvent s'adapter à une source alimentaire instable, caractéristique des conditions d'un habitat dégradé (Fausch *et al.* 1990).

3.3.4 *Abondance*

Le nombre et la biomasse de poissons capturés donnent une idée de la production de poissons. Pour des cours d'eau d'une même région et de même taille, les sites dégradés contiennent généralement moins de poissons que les sites de haute qualité (Karr *et al.* 1986). Cependant, cette tendance n'est pas évidente dans les rivières d'eau froide. En effet, l'abondance ne s'est pas avérée une métrique très utile dans ce type de rivières puisqu'elle ne permettait pas de distinguer les sites de haute et de faible qualité (Lyons *et al.* 1996) ou présentait une grande variabilité (Mundahl et Simon 1999). Il semble qu'en eau froide il soit plus approprié de diviser cette métrique en deux : le nombre d'individus d'espèces d'eau froide et le nombre d'individus d'espèces d'eau fraîche et d'eau chaude. La première diminue avec le niveau de perturbation alors que l'autre augmente.

3.3.5 *Condition*

La dégradation des milieux aquatiques entraîne souvent une détérioration de la santé des poissons. Les signes observés sont la présence de déformations, d'érosions, de lésions et de tumeurs, d'où l'abréviation DELT (Ohio EPA 1988). Le pourcentage d'individus atteints de DELT est un excellent indice de la pollution chimique d'un cours d'eau (Plafkin *et al.* 1989). Très peu de poissons capturés au cours cette étude présentaient de telles anomalies. Nous n'avons donc pas pu évaluer la performance de cette métrique. Nous l'avons toutefois retenue puisqu'elle pourrait s'avérer utile pour d'autres rivières. Il semble toutefois que les anomalies de type DELT soient rares chez les poissons des rivières d'eau froide dégradées (Mundahl et Simon 1999).

3.4 Sélection des métriques

Pour qu'une métrique soit utile, elle doit être sensible au niveau de perturbation anthropique. La relation entre chaque métrique et l'indice de qualité environnementale (IQE) ont donc été évalués à l'aide du coefficient de corrélation de rang de Spearman. Afin d'éviter une trop grande redondance, à cause de la faible richesse spécifique des rivières échantillonnées, seules les métriques les plus fortement corrélées avec l'IQE dans chaque catégorie ont été retenues. Par exemple, une seule métrique a été choisie parmi le nombre d'espèces tolérantes, le pourcentage d'individus tolérants, le pourcentage d'individus qui sont des mulets à cornes (*Semotilus atromaculatus*), le pourcentage d'individus qui sont des naseux noirs et le pourcentage d'individus qui sont des meuniers noirs (*Catostomus commersoni*) puisque ces cinq métriques s'attardaient au même aspect de la communauté. Les métriques restantes ont été examinées afin de détecter les redondances, toujours à l'aide du coefficient de corrélation de Spearman.

3.5 Système de pointage

Deux systèmes de pointage ont été examinés : un système traditionnel basé sur des classes et un système continu. Le système avec classes que nous avons utilisé est celui de Paller *et al.* (1996) à la seule différence que les pointages attribués étaient zéro, 5 et 10 plutôt que 1, 3 et 5 afin que le pointage obtenu soit comparable avec le système continu. Plus précisément, les points étaient attribués de sorte qu'environ les deux tiers des stations de références (7/10) reçoivent un pointage de 10. Les valeurs des stations restantes (référence et perturbées) étaient ensuite ordonnées de la plus élevée à la plus basse, puis divisées en deux groupes égaux. La moitié supérieure recevait un pointage de 5 et la moitié inférieure recevait un pointage de zéro. Le processus était inversé pour les métriques augmentant avec le niveau de perturbation (métriques négatives) de façon à ce que les valeurs élevées reçoivent un pointage de zéro et les valeurs intermédiaires un pointage de 5.

Le système de pointage continu que nous avons utilisé est semblable celui de Minns *et al.* (1994) repris par Hugues *et al.* (1998) et Ganasan et Hughes (1998). Un pointage de zéro était assigné à la valeur la plus basse prise par la métrique (zéro dans tous les cas) et une valeur de 10 était assignée aux valeurs supérieures ou égales au 90^e centile de l'ensemble de la base de données. Ce processus était inversé pour les métriques négatives, c'est-à-dire qu'un pointage de zéro était assigné aux valeurs supérieures ou égales au 90^e centile et un pointage de 10 à la valeur la plus basse. Il est à noter que cette méthode de pointage pour les métriques négatives ne provient pas des références ci-dessus. Le pointage pour une valeur intermédiaire était calculé par interpolation linéaire, c'est-à-dire en divisant la valeur de la métrique par son étendue (0-90^e centile) et en multipliant le tout par 10. Par exemple, pour une métrique dont la valeur minimale était de 0 % et la valeur correspondant au 90^e centile était de 80 %, une valeur de 20 % recevait un pointage de 2,5 ($20/80 \times 10$). Pour les métriques négatives, le quotient était d'abord soustrait de 1 avant d'être multiplié par 10. Par exemple, si la valeur minimale obtenue était 0 % et la valeur correspondant au 90^e centile était 66 %, un pourcentage de 33 recevait un pointage de 5 ($[1-33/66] \times 10$).

Pour les deux types de systèmes de pointage utilisés, la valeur de l'IIB était déterminée en additionnant le pointage de toutes les métriques, en multipliant le résultat par 10 puis en divisant le tout par le nombre de métriques. Cela produit ainsi un IIB maximum de 100, peu importe le nombre de métriques utilisées. Une évaluation qualitative a été faite à partir des valeurs numériques de l'IIB (toujours de la même façon pour les deux systèmes de pointage) afin de rendre les résultats plus compréhensibles aux gens non familiers avec ce type d'indice. Ainsi, l'intégrité biotique est jugée très faible, faible, moyenne, bonne et excellente pour un IIB entre 0-19, 20-39, 40-59, 60-79 et 80-100, respectivement.

Lorsqu'un petit nombre de poissons est capturé, l'IIB peut être biaisé et ne pas refléter de façon juste le niveau d'intégrité biotique (Lyons 1992; Lyons *et al.* 1996). En effet, l'IIB et les métriques, particulièrement celles basées sur des pourcentages, peuvent être indûment influencés par la présence ou l'absence de quelques individus (Lyons 1992).

Par exemple, si on capture huit individus dont deux présentent des anomalies, on obtient un pourcentage de DELT de 25 % pour cette station. Ainsi, comme l'on fait Lyons *et al.* (1996), lorsque moins de 25 individus étaient capturés, l'indice n'était pas calculé et la mention « très faible » était automatiquement attribuée pour le niveau d'intégrité de cette station.

3.6 Analyse des propriétés de l'IIB

L'IIB et les métriques qui le composent ont été évalués de différentes façons. Tout d'abord, l'intensité de la relation entre chaque métrique (avant pointage) et l'IIB a été déterminé à l'aide du coefficient de corrélation de rang de Spearman. Deuxièmement, la zone de sensibilité primaire de chaque métrique a été déterminée en examinant graphiquement la relation entre chaque métrique et l'IIB (Angermeier et Karr 1986; Mundahl et Simon 1999). La zone de sensibilité primaire est la zone de l'IIB pour laquelle la métrique change le plus rapidement (voir annexe C). Nous avons également vérifié à quel point notre IIB reflétait fidèlement la condition environnementale de nos rivières en calculant le coefficient de Spearman entre l'IIB et l'IQBP, entre l'IIB et le RCE puis entre l'IIB et l'IQE pour l'ensemble des stations échantillonnées (sauf celles de la rivière Verte et de la rivière Saint-Denis).

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Développement de l'indice

4.1.1 *Données ichtyologiques*

Nous avons capturé un total de 20 espèces dans l'ensemble des bassins versants échantillonnés (annexe D). Douze espèces ont été capturées dans la rivière Fouquette, 15 dans la Sud-Ouest, 6 dans la Trois Pistoles, 7 dans la Kamouraska, 11 dans la Verte et 4 dans la Petite rivière Rimouski. La liste de ces espèces avec leur niveau de tolérance, leur niveau trophique et leur préférence thermique est présentée au tableau 8. Le nombre d'espèces par site variait de 1 à 9 et le nombre d'individus, de 2 à 415. L'indice a été

développé à partir des données des stations de la rivière Fouquette, de la rivière du Sud-Ouest, de la rivière des Trois Pistoles et de la rivière Kamouraska (sauf le sous-bassin de la Saint-Denis). Une seule station fait exception, soit F2 sur la rivière Fouquette, où seulement deux muets à cornes ont été capturés. Cette station présente une qualité d'eau très mauvaise due au rejet non suffisamment traité des étangs aérés de la municipalité de Saint-Alexandre-de-Kamouraska. Puisqu'il est impensable de calculer des métriques à partir de deux individus, cette station n'a pas été incluse lors des processus de sélection des métriques et d'établissement des barèmes de pointage. Les stations des bassins de la rivière Verte et de la rivière Saint-Denis ont servi à valider l'indice.

Nous avons exclu l'éperlan arc-en-ciel et l'épinoche à quatre épines (*Apeltes quadracus*) des analyses puisqu'il ne s'agit définitivement pas d'espèces lotiques. L'éperlan que nous avons capturé à l'une de nos stations était probablement un individu égaré qui venait d'un des lacs du bassin. L'épinoche à quatre épines est, quant à elle, une espèce d'eau salée et les individus que nous avons capturés à l'embouchure de la rivière Fouquette provenaient du fleuve Saint-Laurent. La lamproie marine (*Petromyzon marinus*), l'anguille d'Amérique (*Anguilla rostrata*) et le saumon atlantique (*Salmo salar*) sont également considérés comme des espèces non résidentes. Ces espèces ont toutefois été conservées dans les calculs. La raison qui a motivé ce choix est que, bien que ces espèces ne restent pas dans la rivière pour toute la durée de leur vie, elles y passent tout de même un temps égal ou supérieur à celui de plusieurs espèces résidentes. Elles subissent les pressions du milieu dans lequel elles demeurent pendant quelques années et, de ce fait, peuvent contribuer à nous renseigner sur l'état de ce milieu. De plus, mis à part l'anguille, ces espèces naissent dans la rivière et y passent donc la période la plus critique de leur vie.

4.1.2 Choix des métriques

Toutes les métriques potentielles ont répondu à la dégradation de la rivière tel que le démontre le tableau 7, sauf le nombre d'espèces de cours d'eau de tête et le pourcentage de naseux noirs (tableau 9). La première métrique ne pose pas de problème puisque son coefficient de corrélation avec l'IQE est très faible et non significatif. Ce n'est toutefois

pas le cas de la métrique sur le pourcentage de naseux noirs. En effet, la corrélation positive de cette métrique avec l'IQE, qui devait être négative, est très significative ($r_s = 0,56$; $p = 0,0007$). Le pourcentage de naseux noirs aurait dû augmenter avec le niveau de dégradation puisque, selon la majorité des études sur l'IIB, il s'agit d'une espèce tolérante à une grande variété de perturbations.

En fait, le naseux noir ne semble pas être un bon indicateur du niveau de la perturbation dans les cours d'eau que nous avons échantillonnés, puisque son abondance relative est très variable. Nous l'avons retrouvé partout, sauf dans les stations très dégradées. En effet, bien que cette espèce soit considérée comme tolérante, la présence d'un substrat rocheux semble une caractéristique essentielle de son habitat et nos sites les plus dégradés ne répondaient pas à cette exigence. La présence de cette espèce semble également caractéristique des petits cours d'eau situés en tête de bassin (Koryak *et al.* 1998). Cela pourrait donc expliquer sa grande abondance dans nos sites de référence (60 % en moyenne) qui sont presque tous situés en tête de bassin. D'autres études en eau froide démontrent la présence de naseux noirs en milieu non perturbé, mais cette espèce n'y est jamais aussi abondante que dans notre étude. Par exemple, Lyons *et al.* (1996) ont fait mention de la présence de naseux noirs, de mulets à cornes et de meuniers noirs dans leurs stations d'eau froide de haute qualité dans le Wisconsin. La présence de naseux en milieu de référence a aussi été remarquée par Mundahl et Simon (1999) dans le Midwest des États-Unis. Il pouvait parfois être l'espèce dominante dans leurs sites de référence mais, de façon générale, il ne représentait qu'une faible proportion (< 8 %) des captures (N. Mundahl, comm. pers.)³. Quoi qu'il en soit, nos résultats nous poussent pour l'instant à exclure le naseux noir des espèces tolérantes puisque sa présence ne signifie pas nécessairement une dégradation du milieu.

³ Neal D. Mundahl, Winona State University, Department of Biological Sciences

Tableau 9 Corrélations de Spearman entre les métriques potentielles et l'indice de qualité environnementale pour les 37 stations échantillonnées. Les métriques retenues sont en caractères gras.

Métriques potentielles	<i>Rho</i>	<i>p</i>
Nombre total d'espèces	-0,40	0,0153
% d'individus d'espèces d'eau froide	0,60	0,0004
% d'individus d'espèces d'eau chaude	-0,56	0,0008
Nombre d'espèces de cours d'eau de tête	-0,28	0,0947
% d'individus de cours d'eau de tête	0,33	0,0499
Nombre d'espèces de cyprinidés	-0,20	0,2204
Présence/absence d'omble de fontaine	0,70	< 0,0001
Classes de taille d'omble de fontaine	0,73	< 0,0001
% d'individus d'omble de fontaine	0,67	< 0,0001
Nombre d'espèces tolérantes (excluant le naseux noir)	-0,57	0,0007
% d'individus tolérants (excluant le naseux noir)	-0,65	< 0,0001
% d'individus de mulot à cornes	-0,55	0,0010
% d'individus de naseux noir	0,56	0,0007
% d'individus de meunier noir	-0,47	0,0049
% d'individus de carnivores supérieurs	0,57	0,0006
% biomasse carnivores supérieurs	0,49	0,0055
% d'individus de cyprinidés invertivores	0,56	0,0007
% biomasse cyprinidés invertivores	0,57	0,0012
% d'individus invertivores	0,21	0,2148
% biomasse invertivores	0,12	0,4876
% d'individus généralistes	-0,61	0,0003
% biomasse généralistes	-0,57	0,0013
PUE d'omble de fontaine	0,70	< 0,0001
PUE d'espèces d'eau froide	0,63	0,0003
PUE d'espèces d'eau chaude	-0,54	0,0017
PUE d'espèces eurythermes et d'eau chaude	-0,42	0,0149

Parmi les vingt-six métriques testées, 10 ont été retenues sur la base de leur coefficient de corrélation (*Rho*) avec l'IQE : pourcentage d'individus d'espèces d'eau froide, pourcentage d'individus d'espèces d'eau chaude, classes de taille d'omble de fontaine, pourcentage d'individus tolérants, pourcentage de carnivores supérieurs, pourcentage d'individus cyprinidés invertivores, pourcentage d'individus généralistes, prises par unité d'effort (PUE) d'omble de fontaine, PUE d'espèces d'eau froide et PUE d'espèces d'eau chaude. De ces 10 métriques, 5 ont été éliminées parce qu'elles étaient trop fortement corrélées avec d'autres métriques plus performantes. C'est le cas du pourcentage d'individus généralistes qui étaient presque tous tolérants, ce qui rendait ces deux métriques très corrélées entre elles ($r_s = 0,98$, $p < 0,0001$). Comme le pourcentage d'individus d'eau chaude et les PUE d'espèces d'eau chaude étaient des métriques

équivalentes et que leur coefficient de corrélation avec l'IQE était sensiblement le même, le choix entre les deux était moins évident. Nous avons préféré le pourcentage puisque, selon Karr et Chu (1999), l'abondance relative est une mesure moins variable que l'abondance absolue.

Les carnivores supérieurs et les individus d'espèces d'eau froide étaient essentiellement représentés par l'omble de fontaine. Ainsi, les métriques pourcentage d'individus d'eau froide, pourcentage de carnivores supérieurs, PUE d'omble de fontaine et PUE d'espèces d'eau froide étaient très corrélées entre elles (r_s entre 0,82 et 0,98). Nous avons rapidement éliminé les carnivores supérieurs parce qu'il s'agissait de la métrique la moins corrélée sur le plan de la perturbation. Nous avons ensuite décidé d'éliminer la métrique PUE d'omble de fontaine au profit d'une métrique sur les espèces d'eau froide, même si elle présentait le coefficient de corrélation avec l'IQE le plus élevé. Les raisons sont que nous avons déjà une métrique consacrée spécifiquement à l'omble de fontaine (classes de taille de l'omble de fontaine) et qu'une métrique basée sur un plus grand nombre d'espèces nous permettrait d'obtenir une image plus complète de la communauté. Nous avons préféré le pourcentage d'individus d'eau froide aux PUE pour la même raison invoquée pour les espèces d'eau chaude. De toute façon, la métrique sur les PUE était seulement un peu plus corrélée à l'IQE que celle sur le pourcentage (tableau 9). Cinq métriques ont donc été retenues au total en plus du pourcentage d'individus atteints d'anomalies de type DELT. Ces métriques sont : pourcentage d'individus d'eau froide, pourcentage d'individus d'eau chaude, classes de taille d'omble de fontaine, pourcentage d'individus tolérants et pourcentage de cyprinidés invertivores.

4.1.3 *Système de pointage*

Les deux systèmes de pointage testés n'ont pu être utilisés pour les métriques classes de taille d'omble de fontaine et pourcentage d'individus atteints d'anomalies de type DELT. Pour la première, un pointage de 10 était accordé lorsque des jeunes (longueur à la fourche ≤ 100 mm) et des adultes de cette espèce étaient présents, un pointage de 5 était accordé lorsque seuls les adultes étaient présents et un pointage de zéro lorsque l'espèce

était absente. Pour la seconde, comme peu d'individus atteints d'anomalies ont été capturés, cette métrique a été retenue plutôt comme un facteur de correction tout comme l'a fait Lyons (1992). Ainsi, lorsque 2 % ou plus des individus capturés présentaient des anomalies, 5 points étaient soustraits de l'IIB. Si à la suite de cette correction le résultat était négatif, la valeur de l'IIB était ramenée à zéro. Les barèmes de pointage des métriques sont détaillés au tableau 10. Les classes d'intégrité associées au pointage de l'IIB et la description générale de la communauté de poissons attendue pour chacune de ces classes sont données au tableau 11.

Tableau 10 Barèmes de pointage des métriques de l'indice d'intégrité biotique pour les petits cours d'eau froide du Bas-Saint-Laurent

Métriques	Système traditionnel			Système continu		
	10	5	0	10	5	0
1. % d'individus d'eau froide	> 4	4-1	0	40		0
2. % d'individus d'eau chaude	0	1	> 1	0		12
3. Classes de taille de l'omble de fontaine	Jeunes présents	Adultes seulement	Absent	Jeunes présents	Adultes seulement	Absent
4. % d'individus tolérants	< 11	11-33	> 33	0		65
5. % de cyprinidés invertivores	> 56	56-29	< 29	80		0
6. % DELT	Si ≥ 2 % soustraire 5 points de l'IIB					

Si l'on observe le pointage de l'IIB obtenu à chacune de nos stations, on constate qu'il y a parfois un grande différence entre les deux systèmes de pointage (tableau 12). Cette différence peut être de l'ordre de zéro à 26 unités. Le pointage de l'IIB continu (IIBc) est généralement supérieur à celui de l'IIB traditionnel (IIBt), sauf pour les stations de référence (IQE égal à A). Cependant, comme le recommandent Karr *et al.* (1986), il est préférable de ne pas mettre l'accent sur le pointage de l'IIB, mais plutôt sur les classes d'intégrité. Lorsqu'on s'attarde à ces classes, on remarque que treize stations sont classées différemment selon le système de pointage choisi et, de ce nombre, 8 sont à un point près seulement d'être classées identiquement par les deux systèmes. Finalement, les indices sont tous les deux très corrélés à l'IQE (IIBt : $r_s = 0,82$, $p < 0,0001$; IIBc : $r_s = 0,83$, $p < 0,0001$).

Tableau 11 Classes d'intégrité biotique et leur signification environnementale (adapté de Karr *et al.* 1986, Lyons *et al.* 1996 et Mundahl et Simon 1999)

IIB total	Classe d'intégrité	État de la communauté de poissons
80-100	Excellente	Comparable aux meilleures situations où il y a peu de perturbations engendrées par l'activité humaine; les espèces d'eau froide et les cyprinidés invertivores sont abondants; des ombles de fontaine jeunes et adultes sont présents; les espèces tolérantes sont absentes ou rares; les espèces d'eau chaude sont absentes.
60-79	Bonne	Quelques signes de perturbations; les espèces d'eau froide sont moins abondantes; les jeunes ombles de fontaine sont parfois absents; les espèces tolérantes augmentent en proportion.
40-59	Moyenne	Perturbation modérée; l'omble de fontaine est rarement présent et lorsque présent on ne retrouve que des adultes; les espèces d'eau chaude apparaissent.
20-39	Faible	Perturbation importante; les espèces d'eau froide sont rares ou absentes; les cyprinidés invertivores sont moins abondants; disparition de l'omble de fontaine; dominance des espèces tolérantes.
0-19	Très faible	Perturbation sévère; seules les espèces les plus tolérantes sont présentes; les espèces d'eau chaude sont abondantes.
Aucun	Très faible	Pas assez de captures (< 25 individus) pour calculer l'IIB.

Tableau 12 Comparaison du niveau d'intégrité biotique obtenu pour chacune des stations selon le système de pointage utilisé, traditionnel (t) ou continu (c), et indice de qualité environnemental (IQE)

Station	Pointage IIBt	Pointage IIBc	Classe IIBt	Classe IIBc	IQE
N2	100	93	A	A	A
N3	80	80	A	A	A
SE1	80	65	A	B	A
SE2	70	59	B	C	A
TO1	100	91	A	A	A
TO2	80	71	A	B	A
RE1	80	78	A	B	A
PR1	70	84	B	A	A
PR2	100	89	A	A	A
PR3	90	90	A	A	A
S2	50	51	C	C	B
S6	80	80	A	A	B
G3	50	55	C	C	B
K1	70	61	B	B	B
K2	40	47	C	C	B
S3	30	50	D	C	C
S4	40	51	C	C	C
S5	50	63	C	B	C
N1	80	76	A	B	C
C1	50	54	C	C	C
C2	30	37	D	D	C
C6	45	35	C	D	C
K3	30	37	D	D	C
F6	40	46	C	C	D
S1	30	31	D	D	D
G1	30	27	D	D	D
G2	80	72	A	B	D
F1	10	4	E	E	E
F2	-	-	E	E	E
F3	0	19	E	E	E
F4	0	5	E	E	E
F5	0	0	E	E	E
F7	20	21	D	D	E
TU1	0	15	E	E	E
TU2	0	26	E	D	E
SL1	0	20	E	D	E
C3	60	54	B	C	E
G4	0	18	E	E	E

Le principal problème que l'on peut rencontrer avec l'IIBt, et qui est à la base de l'élaboration d'un système continu, est une plus grande variabilité. En effet, avec un système traditionnel basé sur des classes, un petit changement dans la valeur d'une métrique peut se traduire en un grand changement au niveau de l'IIB lorsqu'on se situe à la limite entre deux classes. Par exemple, si pour une station donnée nous avons obtenu un pourcentage d'individus tolérants de 16 % au lieu de 15 %, cette métrique aurait obtenu un pointage de 5 au lieu de 10. Pour le système de pointage continu, cela aurait causé un changement mineur, soit un pointage de 7,6 à la place de 7,7. Pour cette raison, il serait préférable d'utiliser le système de pointage continu, surtout si le système traditionnel n'apporte pas d'avantages importants, comme semblent le démontrer nos résultats. Les prochains résultats porteront donc uniquement sur l'IIB obtenu avec le système de pointage continu.

4.1.4 Analyse des propriétés de l'IIB

Nous avons déterminé à la section précédente que l'IIB était très corrélé avec l'IQE. Comme l'indice de qualité environnementale est un indice composite, il est intéressant de connaître la relation entre l'IIB et chacune de ses composantes. Ainsi, il semble que l'intégrité biotique est plus reliée à la qualité de l'habitat ($r_s = 0,77, p < 0,0001$) qu'à la qualité de l'eau ($r_s = 0,66, p < 0,0001$) tel qu'elle est mesurée par le RCE et l'IQBP.

Toutes les métriques choisies sont très corrélées avec l'IIB (tableau 13). La métrique la plus corrélée est le pourcentage d'individus tolérants et la moins corrélée est le pourcentage de cyprinidés invertivores. Tel que nous le démontre la figure 8, aucune métrique n'a exactement le même champ d'action. C'est ce qu'il faut rechercher puisque cela permet à l'IIB de refléter plus fidèlement le niveau d'intégrité. Le pourcentage d'individus tolérants est la seule métrique démontrant une sensibilité à tous les niveaux de perturbation. Le pourcentage de cyprinidés invertivores est sensible à une perturbation légère à importante, la présence de l'omble de fontaine permet de différencier les sites ayant une perturbation légère de ceux ayant une perturbation modérée à sévère, le pourcentage d'individus d'eau froide est sensible à une perturbation légère à modérée et

le pourcentage d'individus d'eau chaude n'est sensible qu'à une perturbation importante à sévère.

Tableau 13 Coefficient de corrélation de Spearman entre chaque métrique (avant pointage) et l'IIB

Métriques	r_s	P
% d'individus d'eau froide	0,72	< 0,0001
% d'individus d'eau chaude	- 0,71	< 0,0001
Classes de taille d'omble de fontaine	0,85	< 0,0001
% d'individus tolérants	- 0,87	< 0,0001
% de cyprinidés invertivores	0,54	0,0013

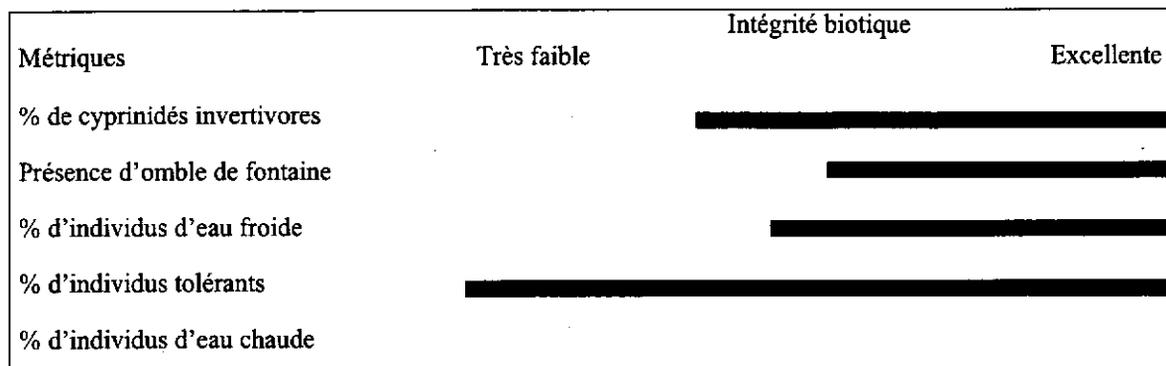


Figure 8 Zone de sensibilité primaire des métriques de l'IIB (adaptée de Angermeier et Karr 1986; Karr *et al.* 1986 ainsi que de Mundahl et Simon 1999)

Afin de valider notre IIB, il est essentiel de le tester sur des stations indépendantes, c'est-à-dire qui n'ont pas servi à choisir les métriques et à établir les barèmes de pointage. C'est ce que nous avons fait avec les stations de la rivière Saint-Denis, dans le bassin de la rivière Kamouraska, et celui de la rivière Verte. Les résultats obtenus sont décevants puisque la concordance entre l'IIB et l'IQE n'est pas très bonne (figure 9). En fait, le manque de concordance concerne les quatre stations ayant l'IQE le plus bas, soit V1, V8, V6 et D3. Compte tenu de la faible qualité environnementale de ces stations, nous nous serions attendu à un IIB plus faible. Le nombre de stations utilisées pour la validation ($n = 12$) est cependant très faible. Il serait important de valider l'indice avec un plus grand

nombre de stations afin de déterminer quelles sont plus exactement les faiblesses de notre indice et les modifications qui s'imposent.

Finale­ment, les cinq stations dans le bassin de la rivière Kamouraska qui ont été pêchées en 2000 et 2001 n'apportent que très peu de renseignements concernant la variabilité interannuelle de l'IIB. En 2001, les stations G4 et K3 avaient moins de 25 poissons capturés et aucun IIB n'a pu être calculé. Les trois autres stations ont connu des variations d'IIB de 8 à 28 points, les faisant passer de la classe bonne à excellente dans un cas et de bonne à faible dans un autre cas. La station D1 est, pour sa part, demeurée dans la même classe d'IIB. Les variations ont principalement été causées par les métriques pourcentage d'individus tolérants et pourcentages de cyprinidés invertivores.

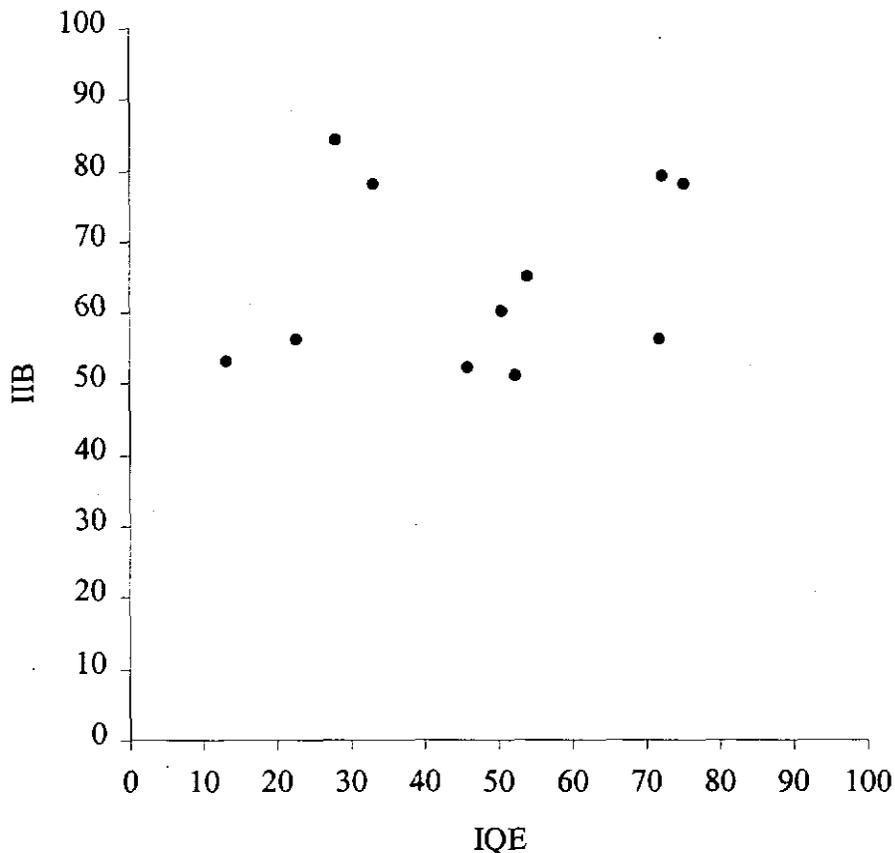


Figure 9 Indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de l'indice de qualité environnementale (IQE) pour les onze stations indépendantes retrouvées sur la rivière Saint-Denis et la rivière Verte. L'IIB de la station V7 n'a pu être calculé puisque moins de 25 individus y ont été capturés.

4.1.5 Comparaison avec les autres IIB d'eau froide

Tout comme nous l'avons déjà mentionné, peu d'études publiées sur l'intégrité biotique ont été effectuées exclusivement en eau froide (Robinson et Minshall 1995; Lyons *et al.* 1996; Maret *et al.* 1997; Maret 1999; Mundahl et Simon 1999). Il existe donc peu de points de comparaison. Malgré tout, il semble que les communautés de poissons des rivières d'eau froide du Bas-Saint-Laurent suivent les grandes tendances attendues pour ce type de rivière. En effet, nos rivières présentent une faible diversité spécifique et cette diversité tend à augmenter avec un accroissement du niveau de dégradation.

De toutes les études sur l'intégrité biotique que nous connaissons, il semble que la nôtre se classe parmi celles ayant la plus faible richesse spécifique, avec un total de 20 espèces. Tel que nous l'avons dit précédemment, la faible richesse spécifique des communautés de poissons d'eau froide rend difficile l'élaboration d'un indice d'intégrité biotique. Trois approches différentes ont été utilisées jusqu'à maintenant dans ce type de situation : (1) développer un IIB pouvant être utilisé autant en eau chaude qu'en eau froide, (2) inclure des métriques basées sur des organismes autres que les poissons et (3) concevoir un IIB simple basé sur quelques métriques seulement.

La première approche est la plus commune (Hughes et Gammon 1987; Steedman 1988; Oberdorff et Hughes 1992; Halliwell *et al.* 1999). Bien que toutes les versions combinées eau chaude/eau froide aient détecté avec succès les niveaux de perturbation dans leur région respective, cette approche n'est pas recommandée (Lyons 1992; Lyons *et al.* 1996; Mundahl et Simon 1999). Ces versions utilisent plusieurs métriques de la catégorie « richesse et composition spécifique », lesquelles sont basées sur une diminution du nombre d'espèces en réponse à une détérioration de la rivière, d'après les résultats obtenus en eau chaude. Par conséquent, si ces métriques sont utilisées dans les rivières d'eau froide, l'IIB risque de surestimer l'intégrité biotique aux sites perturbés (pointage élevé lorsque plusieurs espèces) ou de sous-estimer les sites de haute qualité (pointage plus faible lorsque moins d'espèces).

Une autre approche permettant de compenser une faible richesse spécifique est l'inclusion de métriques basées sur des taxons autres que les poissons. Par exemple, Fisher (1989) a inclus le nombre d'espèces d'amphibiens, la biomasse d'amphibiens et la densité des invertébrés comme métriques dans diverses versions d'IIB développées pour les petits cours d'eau du nord et du centre de l'Idaho. Moyle et Marchetti (1999), quant à eux, ont inclus une métrique sur l'abondance des ranidés natifs dans leur IIB pour les rivières de la Californie. Tel que le soulignent Mundahl et Simon (1999), l'ajout de telles métriques peut augmenter la sensibilité de l'IIB à différents degrés de perturbation, et permettre une évaluation plus complète de l'intégrité biotique grâce à une approche écosystémique. Les avantages doivent toutefois compenser pour le temps, les efforts et les coûts supplémentaires exigés par l'échantillonnage et l'identification de ces autres organismes.

Finalement, les rares auteurs qui ont développé un IIB spécifiquement pour les rivières d'eau froide sans avoir recours à plusieurs taxons se retrouvent généralement avec un nombre réduit de métriques. Cela découle de la nature simplifiée des communautés de poissons d'eau froide (Simon et Lyons 1995). Les premiers à avoir utilisé cette approche sont Lyons *et al.* (1996). Leur IIB développé pour les rivières d'eau froide du Wisconsin comprenait seulement cinq métriques, alors que les versions d'eau chaude en comptent généralement entre dix et douze. Ces cinq métriques sont : le nombre d'espèces intolérantes, le pourcentage d'individus tolérants, le pourcentage de carnivores supérieurs, le pourcentage d'individus sténothermes d'eau froide et d'eau fraîche de même que le pourcentage des salmonidés qui sont des ombles de fontaine. Le seul autre auteur connu ayant utilisé un IIB réduit est Richard Langdon du *Department of Environmental Conservation* au Vermont. Aucun rapport officiel n'est encore disponible concernant les travaux de cet auteur. Cependant, nous savons que son indice d'intégrité pour les petits cours d'eau froide du Vermont compte six métriques, dont quelques unes ont été empruntées à Lyons *et al.* (1996). Ces métriques sont : le nombre d'espèces intolérantes, le pourcentage d'individus sténothermes d'eau froide, le pourcentage d'individus généralistes, le pourcentage de carnivores supérieurs, la densité d'ombles de fontaine et la structure d'âge de l'omble de fontaine.

Bien que certaines réserves aient été émises de la part de quelques auteurs quant à l'utilisation d'un IIB réduit, c'est cette approche que nous avons adoptée. Il semble en effet qu'un nombre réduit de métriques peut limiter l'habileté de l'indice à distinguer de petites différences dans l'intégrité biotique (Angermeier et Karr 1986; Miller *et al.* 1988; Mundahl et Simon 1999). C'est pour cette raison que Mundahl et Simon (1999) ont tenté de se démarquer en étant les premiers à concevoir un indice d'eau froide comprenant une douzaine de métriques. Il était impensable pour nous d'en faire autant avec nos 20 espèces. Nous demeurons toutefois conscients qu'un IIB réduit donne probablement une image moins précise de l'état de la communauté.

Notre indice partage peu de métriques avec les indices réduits de Lyons *et al.* (1996) et de Langdon à cause de la nature plus simple de nos communautés de poissons (comm. pers.)⁴. Le pourcentage d'individus d'eau froide et le pourcentage d'individus tolérants sont en fait les seules métriques que nous partageons avec ces auteurs. Notre métrique sur les classes de taille d'omble de fontaine s'inspire de la métrique structure d'âge de l'omble de fontaine de Langdon, mais diffère légèrement dans la façon d'attribuer le pointage. Pour la métrique de Langdon, le pointage le plus élevé est obtenu lorsque les jeunes de l'année (< 100 mm) et les adultes sont présents; un pointage intermédiaire est obtenu lorsque seuls les jeunes de l'année sont présents et le pointage le plus faible est attribué lorsque les jeunes de l'année sont absents. La limite de 100 mm pour distinguer les jeunes de l'année des adultes est une bonne approximation, mais il serait préférable de préciser cette valeur pour les populations d'ombles de fontaine de la région.

⁴ Richard Langdon, Vermont Department of Environmental Conservation

4.2 Application de l'indice

4.2.1 *Le bassin versant de la rivière Fouquette*

Le bassin de la rivière Fouquette est le plus dégradé de ceux que nous avons échantillonnés. Cela se reflète d'abord par un indice de qualité environnementale très faible pour la totalité des stations échantillonnées, exceptée la station F6 qui se démarque avec une qualité faible (figure 10).

Selon l'IQBP, la qualité de l'eau varie de satisfaisante à très mauvaise (tableau 14). Parmi les descripteurs mesurés, le principal facteur limitant est le phosphore total qui varie de 0,03 à 0,72 mg/L (annexe E). Tous nos échantillons, sauf un, dépassent le critère de protection de la vie aquatique des effets de l'eutrophisation fixé à 0,03 mg/L (MENV 2001). Les stations présentant les concentrations en phosphore les plus élevées sont celles situées en aval du rejet des étangs aérés de Saint-Alexandre (F1 et F2). Le nombre de coliformes fécaux est aussi problématique à certains endroits, avec des densités entre 68 et > 6000 u.f.c./100 ml. Sur les dix stations échantillonnées, six dépassent le critère pour un usage récréatif à contact primaire (200 u.f.c./100 ml), comme la baignade, et trois dépassent le critère pour un usage récréatif à contact secondaire (1000 u.f.c./100 ml), comme la pêche et le nautisme léger. Les stations les plus problématiques du point de vue de la contamination bactérienne sont les stations TU1, F3 et SL1 avec 1800, 2000 et plus de 6000 u.f.c./100 ml, respectivement.

La qualité de l'habitat est faible ou très faible pour la majorité (7/10) des stations (tableau 14). Les deux stations les plus en aval (F1 et F2) et la station F6 sont celles présentant l'habitat le moins dégradé avec un RCE jugé bon. Le principal problème en ce qui concerne l'habitat se situe au niveau de la bande riveraine, qui est souvent absente. Lorsqu'elle est présente, elle est de largeur insuffisante et souvent composée uniquement d'herbacées. La géomorphologie du canal est également responsable de la faible cote des stations puisque la rivière a été canalisée en plusieurs endroits.

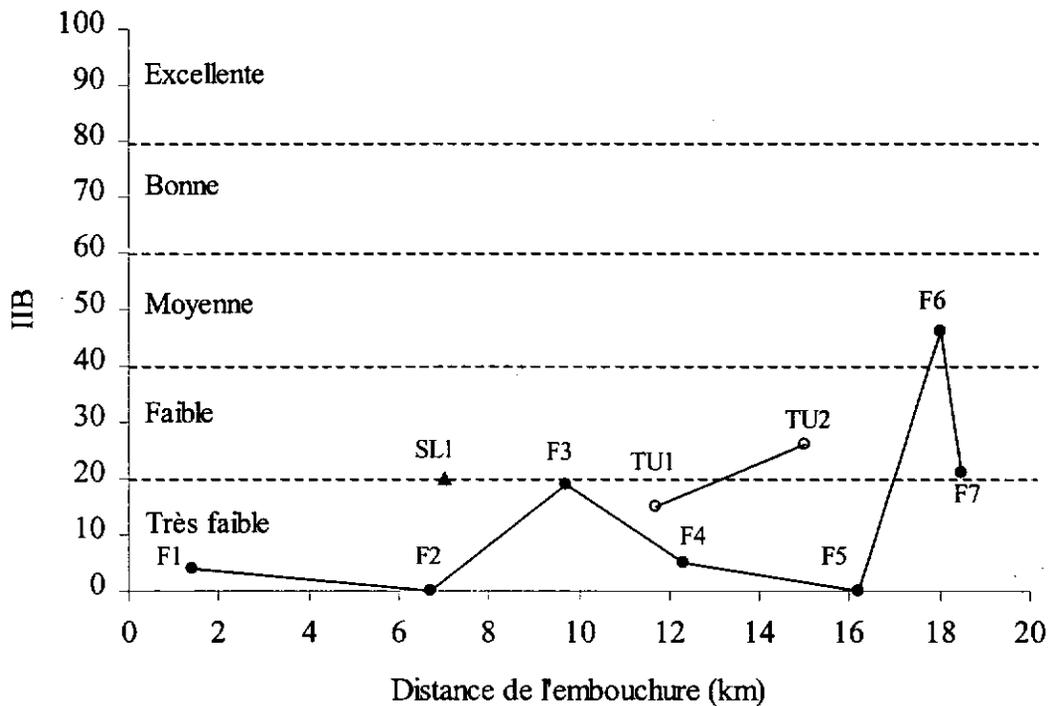
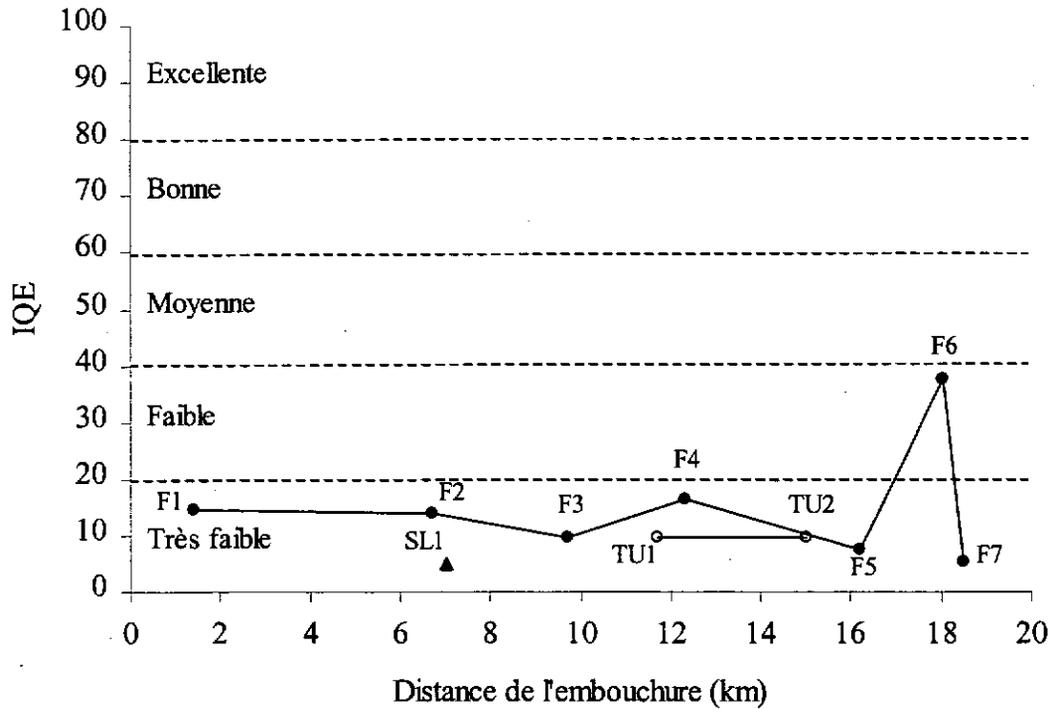


Figure 10 Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière Fouquette (F) et ses deux tributaires, les ruisseaux Soucy-Lapointe (SL) et Turgeon (TU)

Tableau 14 Indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP), indice de qualité d'habitat (RCE) et indice de qualité environnementale (IQE) pour chacune des stations échantillonnées

Stations	IQBP	Descripteur limitant	RCE	RCE classes	IQE	IQE classes
Fouquette						
F1	E	Phosphore	72	B	14	E
F2	E	Phosphore	69	B	14	E
F3	C	Coliformes	16	E	10	E
F4	B	Phosphore	20	D	16	E
F5	B	Phosphore	9	E	8	E
F6	C	Phosphore	62	B	37	D
F7	E	Saturation O ₂	27	D	5	E
TU1	D	Phosphore	24	D	10	E
TU2	B	Coliformes	12	E	10	E
SL1	E	Coliformes	26	D	5	E
Sud-Ouest						
S1	D	DBO ₅	77	B	31	D
S2	B	Coliformes	92	A	74	B
S3	B	Coliformes	60	B	48	C
S4	A		48	C	48	C
S5	B	Coliformes	59	C	47	C
S6	B	DBO ₅	77	B	61	B
N1	B	Coliformes	51	C	41	C
N2	A		92	A	92	A
N3	A		95	A	95	A
Trois Pistoles						
SE1	A		82	A	82	A
SE2	A		93	A	93	A
TO1	A		92	A	92	A
TO2	A		92	A	92	A
RE1	A		98	A	98	A
Kamouraska						
C1	C	Phosphore	70	B	42	C
C2	A		53	C	53	C
C3	B	MES	23	D	19	E
C4	A		46	C	46	C
D1	A		75	B	75	B
D2	B	Coliformes	68	B	54	C
D3	C	Saturation O ₂	47	C	28	D
D4	B	Saturation O ₂	91	A	73	B

Stations	IQBP	Descripteur limitant	RCE	RCE classes	IQE	IQE classes
G1	D	Coliformes	64	B	25	D
G2	D	Phosphore	83	A	33	D
G3	A		63	B	63	B
G4	D	Phosphore	10	E	4	E
K1	A		77	B	77	B
K2	B	Saturation O ₂	79	B	63	B
K3	B	DBO ₅	60	B	48	C
Verte						
V1	E	DBO ₅	66	B	13	E
V2	B	MES	57	C	46	C
V3	A		72	B	72	B
V4	B	pH	63	B	51	C
V5	B	pH	66	B	53	C
V6	C	Phosphore	56	C	33	D
V7	E	Saturation O ₂	35	D	7	E
V8	D	Phosphore	57	C	23	D
Petite Rimouski						
PR1	A		92	A	92	A
PR2	A		93	A	93	A
PR3	A		95	A	95	A

L'IIB reflète également cet état de dégradation général, puisque l'intégrité de la majorité des stations est très faible ou faible (figure 10). Seule la station F6 se démarque avec une intégrité moyenne, ce qui est en accord avec le degré de perturbation moindre de l'eau et de l'habitat à cette station. La station en aval du rejet des étangs aérés est sans aucun doute la plus dégradée du bassin puisque seulement deux mulets à cornes, une espèce très tolérante, y ont été capturés. Si l'on fait exception d'une truite arc-en-ciel capturée à la station F1, les espèces d'eau froide et intolérantes sont totalement absentes de nos stations (tableau 15 et annexe D). Les cyprinidés invertivores sont rares, sauf à la station F6 où l'on a retrouvé beaucoup de naseux noirs. D'autre part, les espèces tolérantes dominent avec 33 à 79 % des captures. Les espèces d'eau chaude (ombre de vase et anguille d'Amérique) sont, quant à elles, généralement présentes et peuvent représenter jusqu'à 28 % des captures.

4.2.2 Le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest

Dans l'ensemble, la qualité environnementale des stations du bassin de la Sud-Ouest est moyenne (figure 11). Seules les stations N2 et N3 se démarquent par leur qualité excellente et, pour cette raison, elles ont été choisies comme stations de référence.

La qualité de l'eau est généralement satisfaisante (tableau 14). La station située à l'embouchure de la rivière du Sud-Ouest (S1) présente la qualité d'eau la plus faible avec une cote mauvaise, causée par une forte DBO₅ (5,3 mg/L de O₂). Le principal facteur déclassant les stations est le nombre de coliformes fécaux qui varie entre 13 et 480 u.f.c./100 ml (annexe E). Sur les huit stations échantillonnées, cinq dépassent le critère pour un usage récréatif à contact primaire. Le critère pour un usage récréatif à contact secondaire est toutefois respecté dans l'ensemble des stations. L'habitat est de qualité moyenne à excellente (tableau 14). Le principal problème sur ce plan réside dans les bandes riveraines qui sont peu boisées et souvent de largeur insuffisante. Les stations ont également perdu des points en raison de la présence de structures de rétention dans le canal ainsi que sur le plan de l'apparence et de la texture du substrat.

Tableau 15 Valeur de chacune des métriques et de l'indice d'intégrité biotique (IIB) pour chacune des stations échantillonnées

Station	% individus d'eau froide	% cyprinidés invertivores	Omble	% individus tolérants	% individus d'eau chaude	% DELT	IIB
Fouquette							
F1	2	0	0	55	22	0	4
F2 ¹							
F3	0	1	0	47	4	0	19
F4	0	0	0	48	28	1	5
F5	0	0	0	65	13	2	0
F6	0	67	0	33	0	0	47
F7	0	4	0	67	0	0	21
TU1	0	0	0	79	3	0	15
TU2	0	0	0	33	2	0	26
SL1	0	0	0	59	1	0	20
Sud-Ouest							
S1	26	37	0	37	12	0	31
S2	35	43	5	22	13	0	52
S3	0	77	0	24	1	0	50
S4	0	74	0	20	1	2	46
S5	10	17	10	16	1	0	63
S6	97	0	10	0	0	0	80
N1	26	10	10	0	0	0	76
N2	32	69	10	0	0	0	93
N3	100	0	10	0	0	0	80
Trois Pistoles							
SE1	4	58	10	38	0	1	65
SE2	0	71	5	29	0	0	59
TO1	23	77	10	0	0	0	91
TO2	1	99	5	0	0	0	71
RE1	4	82	10	13	0	0	78
Kamouraska							
C1	0	80	0	20	0	0	54
C2	0	46	0	46	0	0	37
C3	12	44	5	42	0	0	54
C4	8	21	5	71	0	2	34
D1	4	83	10	14	0	0	78
D2	8	57	10	33	2	0	65
D3	27	56	10	9	0	0	85
D4	8	77	10	15	0	0	79

¹ Moins de 25 poissons capturés

Station	% individus d'eau froide	% cyprinidés invertivores	Omble	% individus tolérants	% individus d'eau chaude	% DELT	IIB
G1	0	29	0	68	0	0	27
G2	3	97	5	0	0	0	72
G3	0	79	0	16	0	0	55
G4	0	1	0	34	7	0	18
K1	1	73	5	26	0	0	61
K2	1	51	5	47	1	0	47
K3	3	35	5	59	3	0	37
Verte							
V1	0	78	0	22	0	0	53
V2	0	76	0	24	0	0	52
V3	0	88	0	12	0	0	56
V4	0	99	0	1	0	0	60
V5	0	68	0	19	0	0	51
V6	22	56	10	22	0	0	78
V7 ¹							
V8	0	90	0	7	1	0	56
Petite Rimouski							
PR1	62	28	10	10	0	0	84
PR2	26	68	10	4	0	0	89
PR3	49	47	10	4	0	0	91
Kamouraska²							
C4	4	70	5	26	0	0	62
D1	2	88	5	11	0	0	68
D4	10	67	10	16	0	0	77
G4 ¹							
K3 ¹							

¹ Moins de 25 poissons capturés

² Stations pêchées en 2000 et 2001, résultats de 2001

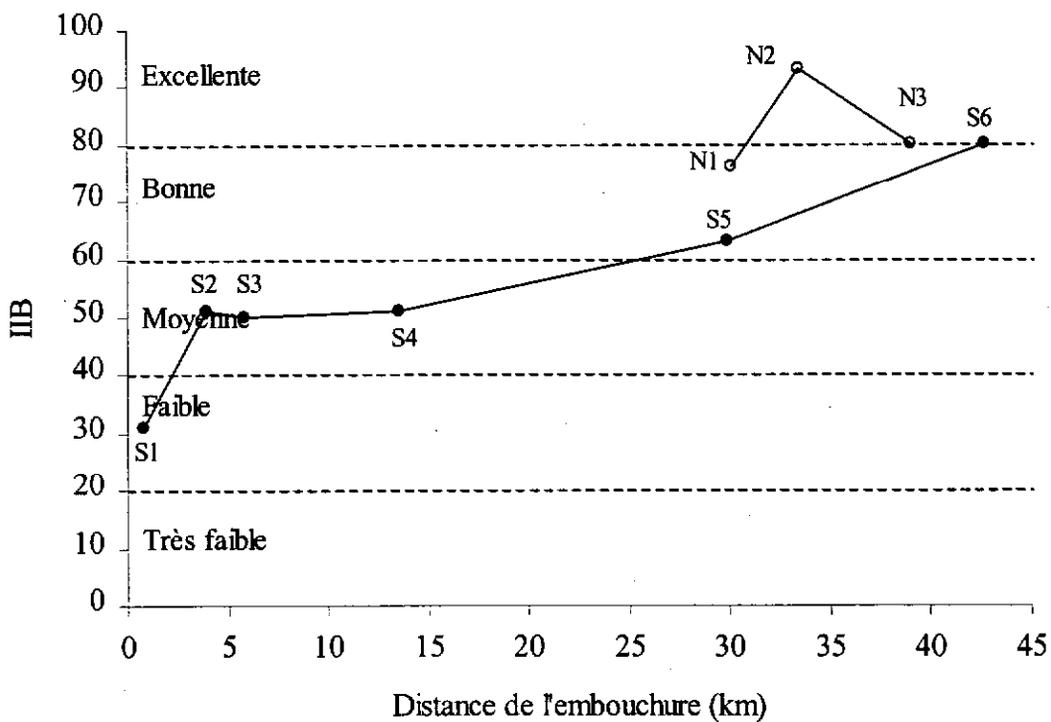
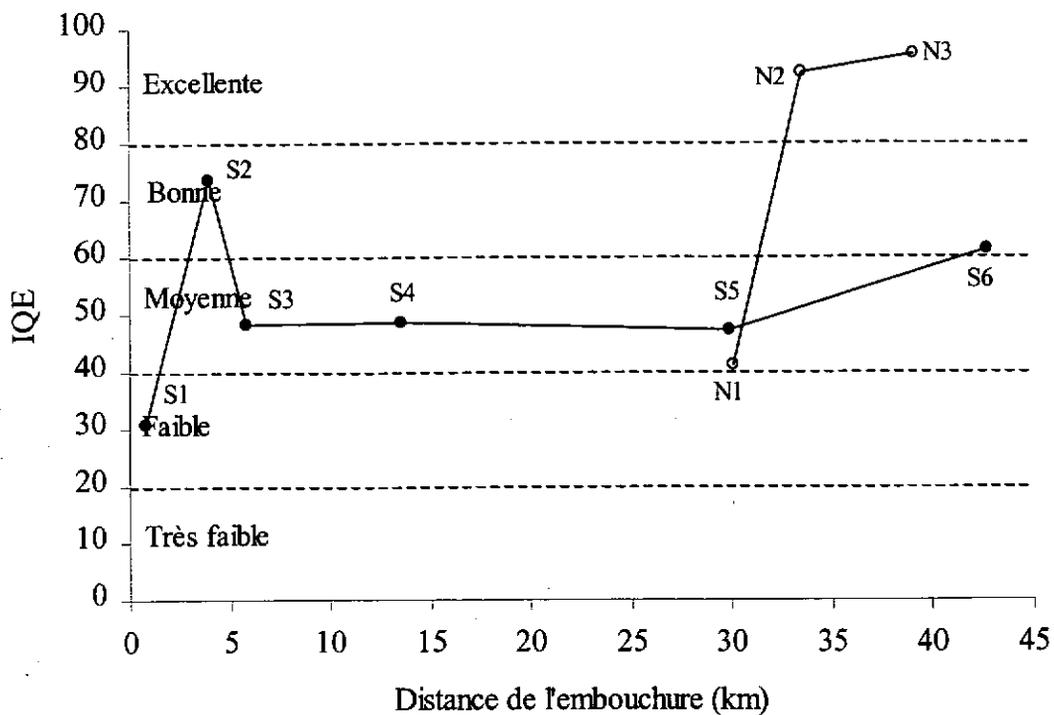


Figure 11 Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière du Sud-Ouest (S) et un de ses tributaires, la rivière Neigette (N)

L'intégrité biotique varie de faible à excellente (figure 11). La station N2 est celle ayant l'IIB le plus élevé de toutes les stations échantillonnées, avec un pointage de 93 sur 100 (tableau 12). Ce résultat est peu surprenant, compte tenu de la qualité exceptionnelle de cette station. En général, les espèces d'eau froide sont abondantes dans le bassin avec plus de 25 % des captures (tableau 15). Les cyprinidés invertivores sont également très abondants (36 % en moyenne) et l'omble de fontaine est souvent présent (6 stations sur 9). Finalement, les individus tolérants sont généralement présents mais ne dominent pas (moins de 37 %) et les espèces d'eau chaude sont rares ou absentes.

4.2.3 Le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles

Comme les stations du bassin de la rivière des Trois Pistoles ont été sélectionnées à priori pour servir de stations de référence, il n'est pas surprenant qu'elles présentent toutes une qualité remarquable (figure 12). L'IQBP et le RCE indiquent une qualité d'eau et d'habitat excellente pour toutes les stations (tableau 14).

Les communautés de poissons démontrent une bonne intégrité biotique (figure 12). Toutefois, si l'intégrité n'est pas excellente (sauf pour TO1), comme nous aurions pu nous y attendre en milieu de référence, c'est principalement à cause d'une faible proportion des individus d'eau froide. En effet, ces individus comptent pour moins de 4 % des captures, sauf pour la station TO1 où l'on en trouve 23 % (tableau 15). Nous soupçonnons la pêche sportive d'être en partie responsable de l'abondance limitée de l'omble de fontaine, notre principale espèce d'eau froide. Une autre explication serait que nos stations n'incluaient pas beaucoup d'abris, une composante très importante dans l'habitat de cette espèce.

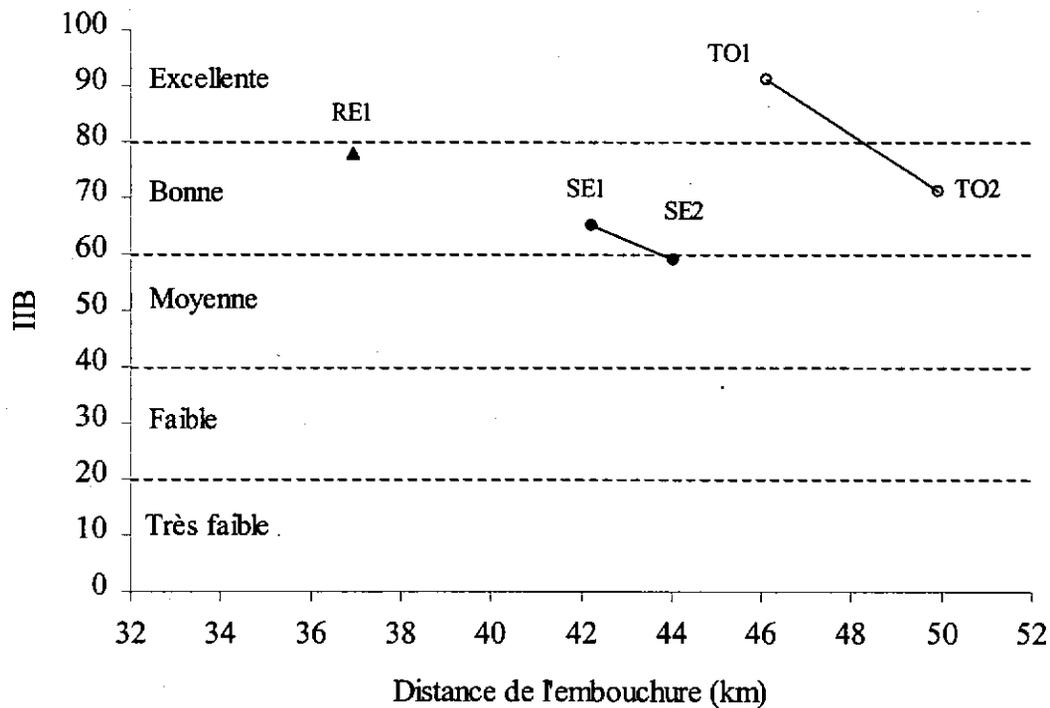
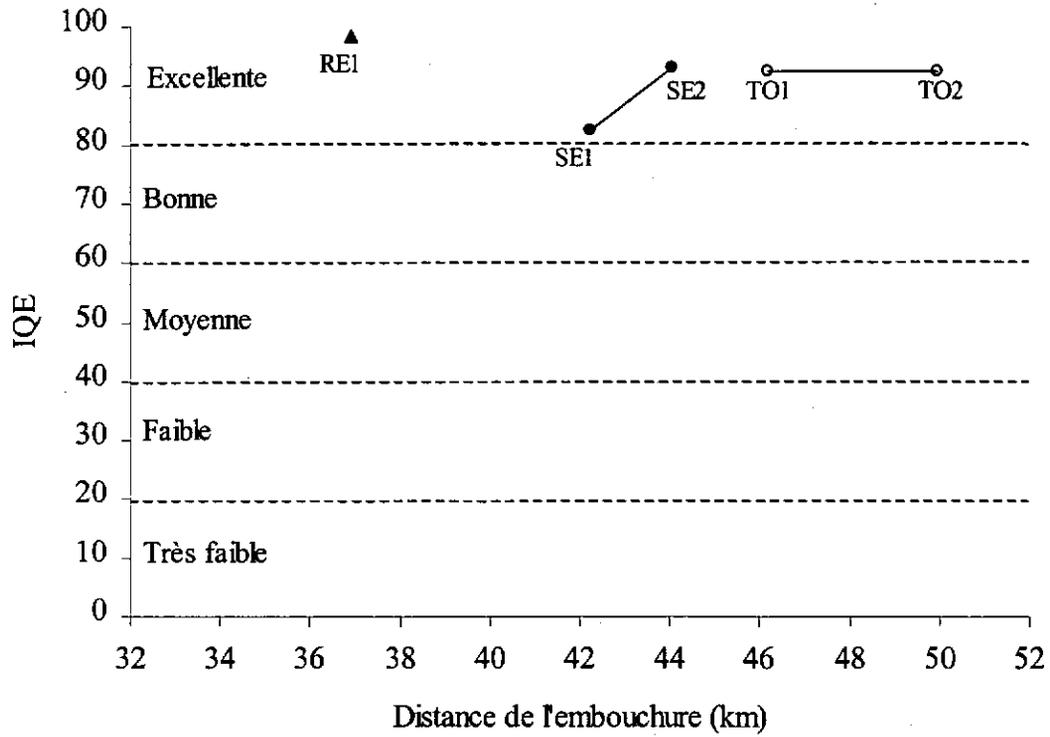


Figure 12 Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour les rivières Sénescoupé (SE) et Toupiké (TO) de même que pour le ruisseau de l'Est (RE)

4.2.4 *Le bassin versant de la rivière Kamouraska*

Le bassin de la Kamouraska est l'un des plus diversifiés de nos bassins en ce qui a trait à la perturbation. En effet, l'IQE y varie d'excellent à très faible (figure 13). La qualité de l'eau diffère beaucoup à l'intérieur du bassin versant (tableau 14). Le sous-bassin de la rivière Goudron est celui où la qualité de l'eau est la plus mauvaise avec de fortes concentrations en phosphore et une contamination bactérienne importante. L'habitat est surtout problématique dans le sous-bassin du ruisseau Creux, où les bandes riveraines sont de largeur insuffisante et majoritairement composées de plantes herbacées (tableau 14).

Les stations de la Saint-Denis possèdent les communautés de poissons les plus en santé (figure 13). L'omble de fontaine y est représenté par des jeunes et des adultes; les individus d'eau froide y sont peu abondants, mais on retrouve beaucoup de cyprinidés invertivores (tableau 15). De plus, les individus tolérants sont peu abondants (15 %) et les espèces d'eau chaude sont absentes.

Les stations du ruisseau Creux et de la rivière Kamouraska ont un degré d'intégrité moyen (figure 13). Lorsque l'omble de fontaine est présent, on ne retrouve que des individus adultes (tableau 15). D'autre part, les individus d'eau froide y sont rares ou absents; on constate une assez forte abondance de cyprinidés invertivores alors que les individus tolérants se font dominants.

La rivière Goudron présente un niveau d'intégrité très variable qui concorde bien avec le degré de perturbation, à l'exception de la station G2, dont l'IIB est plus élevé que celui attendu (figure 13). La forte abondance de cyprinidés invertivores (97 %) et l'absence d'individus tolérants sont responsables du degré élevé d'intégrité obtenu pour cette station (tableau 15).

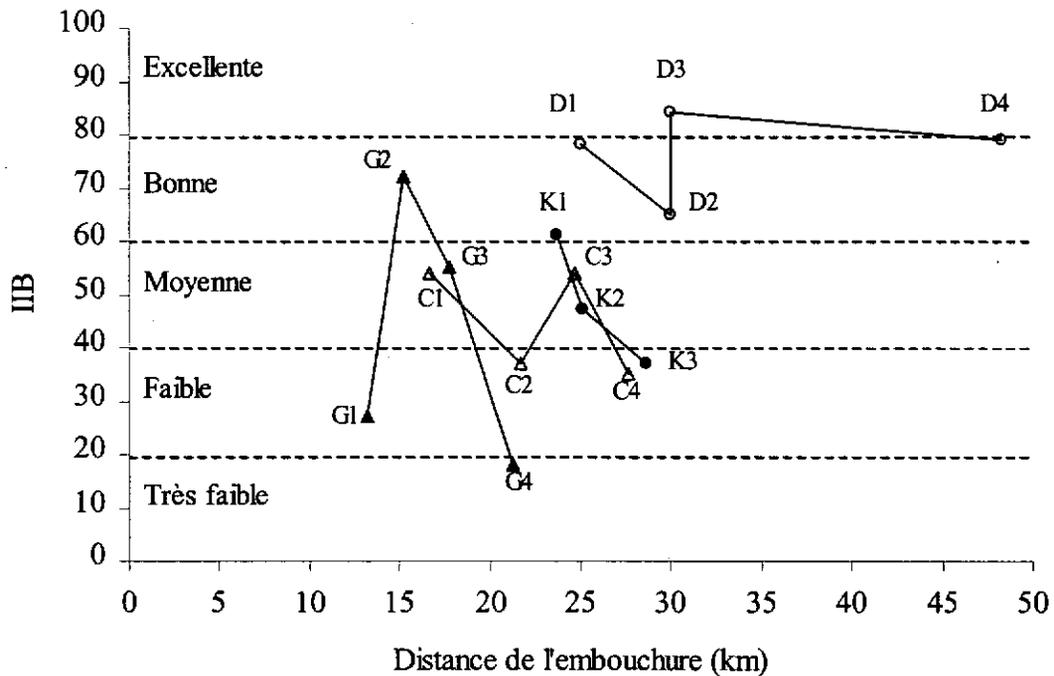
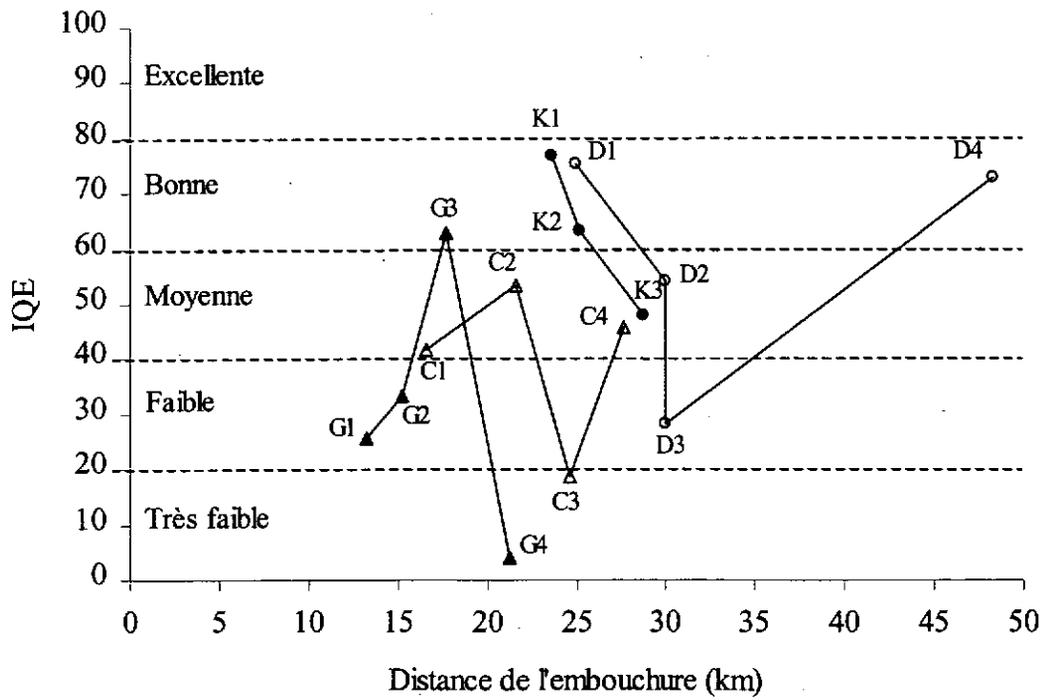


Figure 13 Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière Kamouraska (K) et trois de ses tributaires, la rivière Saint-Denis (D), la rivière Goudron (G) et le ruisseau Creux (C)

4.2.5 *Le bassin versant de la rivière Verte*

Le bassin de la rivière Verte est également très diversifié en termes de degré de perturbation (figure 14). La qualité de l'eau varie d'excellente à très mauvaise et les facteurs déclassant les stations sont divers. La qualité de l'habitat semble un peu moins problématique. Le principal problème concerne les bandes riveraines qui sont de largeur insuffisantes et principalement composées de végétation herbacée.

L'intégrité biotique diffère de bonne à moyenne, sauf pour la station V7 sur le ruisseau Noir qui présente un degré d'intégrité très faible, puisque seulement sept individus y ont été capturés (figure 14). Les communautés de poissons du bassin versant de la rivière Verte sont caractérisées par l'absence d'espèces d'eau froide, sauf à la station V6 où l'on a capturé de l'omble de fontaine (tableau 15). De plus, les cyprinidés invertivores y sont très abondants (entre 56 et 99 %) et les individus tolérants peu nombreux (< 24 %). Finalement, on remarque l'absence des espèces d'eau chaude, sauf aux stations V7 et V8.

4.2.6 *Le bassin versant de la Petite rivière Rimouski*

Tout comme les stations de la rivière des Trois Pistoles, les stations de la Petite rivière Rimouski ont été sélectionnées, à priori, pour servir de stations de référence. Ces trois stations ont un IQE et un IIB excellents (figure 15). Les communautés de ces stations se composent principalement d'ombles de fontaine (jeunes et adultes) et de naseux noirs. Les pourcentages d'espèces d'eau froide et de cyprinidés invertivores y sont donc élevés (tableau 15). De plus, les espèces tolérantes se font rares et on remarque l'absence des espèces d'eau chaude.

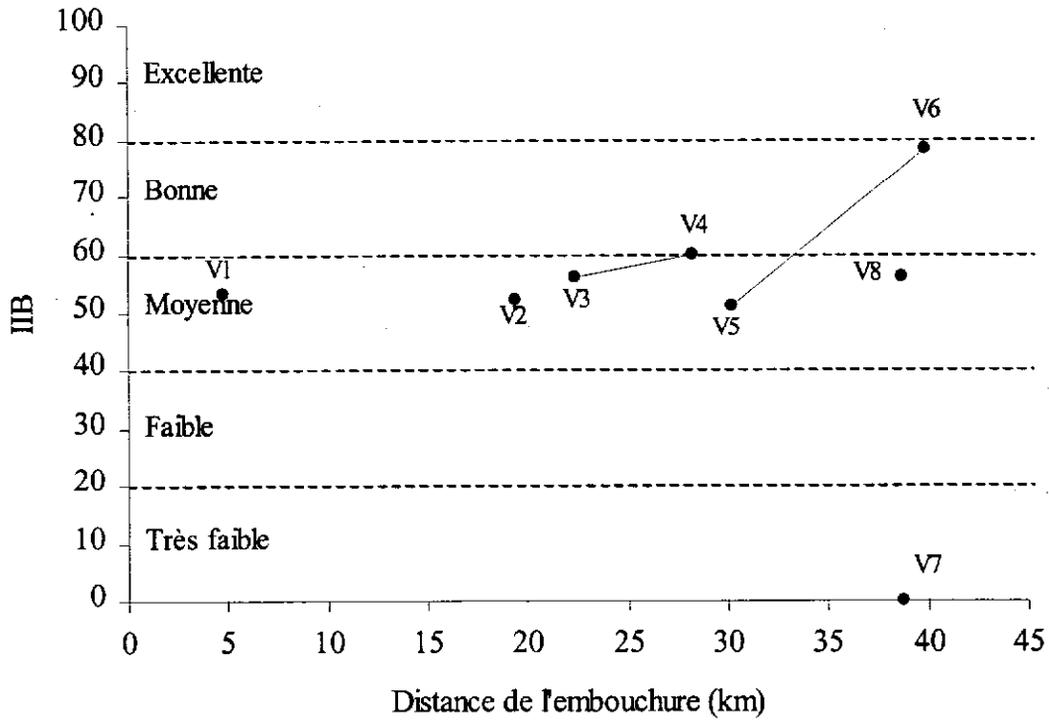
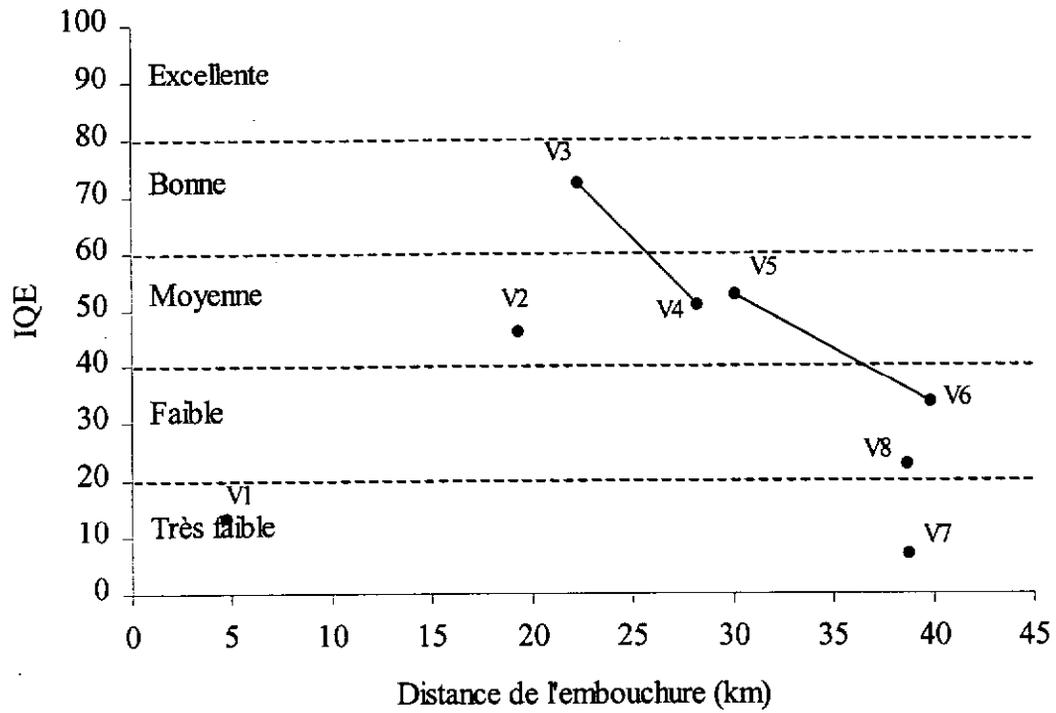


Figure 14 Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la rivière Verte

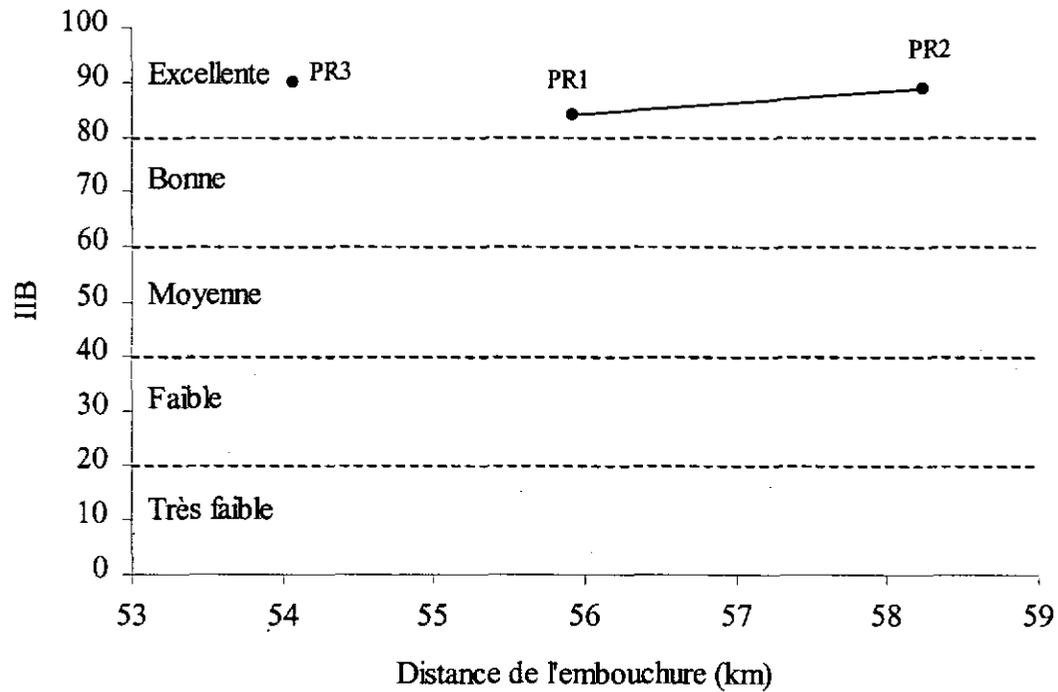
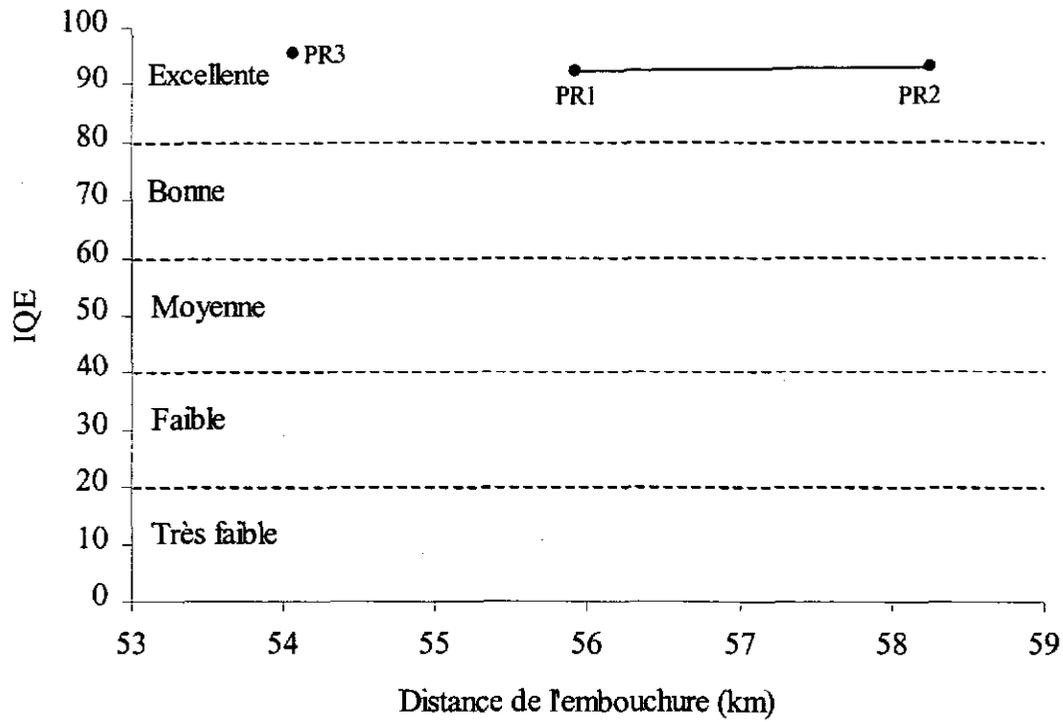


Figure 15 Indice de qualité environnementale (IQE) et indice d'intégrité biotique (IIB) en fonction de la distance à l'embouchure de la station pour la Petite rivière Rimouski

5. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS

Le bilan de ces deux années de développement est encourageant. En effet, malgré la très faible richesse spécifique des communautés de poissons du Bas-Saint-Laurent, nous sommes parvenus à développer un indice d'intégrité biotique pour cette région. L'indice contient un nombre réduit de métriques, mais celles-ci répondent bien aux différents degrés de perturbation. Ces métriques sont au nombre de cinq : pourcentage d'individus d'eau froide, pourcentage d'individus d'eau chaude, classes de taille d'omble de fontaine, pourcentage d'individus tolérants et pourcentage de cyprinidés invertivores. À ce nombre s'ajoute un facteur de correction pour le pourcentage d'individus présentant des anomalies externes. L'IIB ainsi développé pourra servir, entre autres, d'outil de dépistage pour permettre de cibler les rivières ou portions de rivière où les besoins d'intervention sont plus criants.

Cependant, l'indice aurait encore besoin de raffinement afin de le rendre plus fiable. En effet, le nombre de stations ayant servi à son développement est plutôt faible, soit 37 incluant les dix sites de référence. Il serait donc souhaitable d'augmenter le nombre de stations d'échantillonnage, autant des sites de référence que des sites indépendants, c'est-à-dire ne servant pas au développement de l'indice. En augmentant leur nombre, nous serons plus en mesure de vérifier, entre autres, s'il y a des variations dans la composition des communautés de poissons en fonction de la taille du cours d'eau. Le présent indice ne tient pas compte de cette possibilité. De tels ajustements permettraient de rendre l'indice plus adapté au contexte régional. Toujours dans le but de vérifier la fiabilité de l'IIB, il serait intéressant d'examiner sa variabilité dans le temps, aussi bien intrasaisonnaire qu'interannuelle.

Concernant l'évaluation de l'habitat, peu de correctifs sont à apporter. Le QHEI *Qualitative Habitat Evaluation Index*, développé par l'Ohio EPA (1989), est un indice qui pourrait remplacer le RCE pour caractériser l'habitat. Son principal avantage, par rapport au RCE, c'est qu'il considère plus de détail dans la description de l'habitat. Des essais réalisés en 2001 sur son applicabilité dans la région se sont avérés concluants.

6. REMERCIEMENTS

Nous tenons tout d'abord à témoigner notre gratitude à M. Guy Verreault pour nous avoir autorisé à effectuer ces travaux durant deux ans. Nos remerciements vont aussi à Mme Nathalie La Violette et MM. Yvon Richard et Jean-Pierre le Bel pour leurs précieux commentaires sur la première version de ce rapport. Nous tenons à souligner de façon toute spéciale le concours des organismes suivants qui nous ont donné accès à de l'information plus qu'utile sur les territoires qui relèvent de leur responsabilité : Le Comité de bassin de la rivière Kamouraska, le Comité de bassin de la rivière Fouquette et La Forêt Modèle du Bas-Saint-Laurent. Nous sommes redevables également à Mme Francine Bélanger pour la révision linguistique et la mise en page de la version finale du document. Finalement, nous disons merci à tous ceux et celles qui ont collaboré, de près ou de loin, à la réalisation de ce rapport.

7. RÉFÉRENCES

- ANGERMEIER, P. L. and J. R. KARR. 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities; considerations in sampling and interpretation. *North American Journal of Fisheries Management*, 6 : 418-429.
- BAPE (BUREAU D'AUDIENCES PUBLIQUES SUR L'ENVIRONNEMENT). 2000. L'eau, ressource à protéger, à partager et à mettre en valeur. Rapport n° 142. 283 p.
- BARBOUR, M. T., J. GERRITSEN, B. D. SNYDER and J. B. STRIBLING. 1997. Revision to Rapid Bioassessment Protocols for Use in Streams and Rivers: Peryphyton, Benthic, Macroinvertebrates and Fish. EPA 841-D-97-002. US. EPA.
- BELZILE, L. 1997. Méthode écohydrologique de détermination des débits réservés pour la protection des habitats du poisson dans les rivières du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats. 40 p.
- BELZILE, F., J. LAVIGNE, G. LEMIEUX et R. VEILLEUX. 1980. L'eau et l'aménagement du Territoire. Office de Planification et de Développement du Québec, Ed. Officiel Québec, 204p.
- BRAMBLETT, R. G. and K. D. FAUSCH. 1991. Variable fish communities and the index of biotic integrity in a western Great Plains river. *Transactions of the American Fisheries Society*, 120 : 752-769.
- FAUSCH, K. D., J. LYONS, J. R. KARR and P. L. ANGERMEIER. 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, 8 : 123-144.
- FISHER, T. R. 1989. Application and testing of indices of biotic integrity in Northern and Central Idaho headwater streams. M. S. Thesis, University of Idaho, Moscow.
- GANASAN, V. and R. M. HUGHES. 1998. Application of an index of biological integrity (IBI) to fish assemblages of the rivers Khan and Kshipra (Madhya Pradesh), India. *Freshwater biology*, 40 : 367-383.
- GAUDREAU, L., F. BOUDREAU et C. DUBREUIL. 1986. Contribution du Québec à l'atteinte des objectifs de la stratégie mondiale de la conservation. Ministère de l'Environnement du Québec, Dir. Patrimoine Écologique, 180 p.
- GOLDSTEIN, R. M. and T. P. SIMON. 1999. Toward a united definition of guild structure feeding ecology of North American freshwater fishes. In T. P. Simon (Ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. pp. 123-138.

- GOLDSTEIN, R. M., T. P. SIMON, P. A. BAILEY, M. ELL, E. PEARSON, K. SCHMITT and J. W. ENBLUM. 1994. Concepts for an index of biotic integrity for streams of the Red River of the North Basin, in B. Seelig (Coordinator), Proceedings of the North Dakota Water Quality Symposium, March 30-31, 1994, Fargo. 169-180.
- HALLIWELL, D. B., R. W. LANGDON, R. A. DANIELS, J. P. KURTENBACH and R. A. JACOBSON. 1999. Classification of freshwater fish species of the United States for use in the development of indices of biological integrity, with regional applications. In T. P. Simon (Ed.) Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, New York. pp. 301-333.
- HÉBERT, S. 1996. Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq EN 970102.
- HUGHES, R. M. and J. R. GAMMON. 1987. Longitudinal change in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon. Transactions of the American Fisheries Society, 116 (2): 196-209.
- HUGHES, R. M. and T. OBERDORFF. 1999. Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United States and Canada. In T. P. Simon (Ed.), Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, New York, pp. 79-93.
- HUGHES, R. M., S. A. HEISKARY, W. J. MATTHEWS and C. O. YODER. 1994. Use of ecoregions in biological monitoring. In Stanford L. Loeb and Anne Spacie (Eds) Biological Monitoring of Aquatic Systems. Lewis Publishers, Boca Raton, Florida. pp. 125-151.
- HUGHES, R. M., P. R. KAUFMANN, A. T. HERLIHY, T. M. KINCAID, L. REYNOLDS and D. P. LARSEN. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblages integrity. Can. J. Aquat. Fish. Sci., 55 : 1618-1631.
- HYDROTECH INC. 1985. État de connaissance et perspectives sédimentologiques des eaux douces du Québec. Rapport consultatif pour Environnement Canada et ministère de l'Environnement du Québec, 140 p.
- KARR, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6 : 21-27.
- KARR, J. R. and E. W. CHU. 1999. Restoring life in running waters : Better biological monitoring. Island Press, Washington, D.C., 208 p.

- KARR, J. R., K. D. FAUSH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT et I. J. SCHLOSSER. 1986. Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale. Illinois Natural History Survey, Special Publication 5 : 28 p.
- KORYAK, M., L. J. STAFFORD and M. H. HABERMAN. 1998. The impact of airport deicing runoff on water quality and aquatic life in a Pennsylvania stream. *J. Fresh. Ecol.* 13(3) :287-298.
- LA VIOLETTE, N. 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Dans : ministère de l'Environnement (éd). Le bassin de la rivière Yamaska : l'état de l'écosystème aquatique, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14, section 6.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD. 1996. Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, Envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 p. + 9 annexes.
- LE BEL, J.P., A. ASSELS, C. BANVILLE, C. DUSSEAUT, J. LAMOUREUX, G. LANDRY et G. VERREAULT. 1991. Bilan saumon 1990, volet biologique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. Direction régionale du Bas-Saint-Laurent et de la Gaspésie – Îles-de-la-Madeleine. 21 p.
- LEGENDRE, P. and V. LEGENDRE. 1984. Postglacial dispersal of freshwater fishes in the Quebec peninsula. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 41 : 1781-1802.
- LEGENDRE, V. 1960. Clef des cyprinidés ou ménés du Québec, *Le Jeune Naturaliste* 9 et 10 :178-212.
- LEONARD, P. M. and D. J. ORTH. 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 115 : 401-414.
- LYONS, J. 1992. Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin. Gen. Tech. Rep. NC-149. St-Paul, MN: U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, 51 pages.
- LYONS, J., L. WANG and T. D. SIMONSON. 1996. Development and validation of an index of biotic integrity for coldwater streams in Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 16 : 241-256.

- MARET, T. R. 1999. Characteristics of fish assemblages and environmental conditions in streams of the upper Snake River basin in eastern Idaho and western Wyoming. In T. P. Simon (Ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. pp. 273-299.
- MARET, T. R., C. T. ROBINSON and G. W. MINSHALL. 1997. Fish assemblages and environmental correlates in least-disturbed streams of the upper Snake River basin. *Transactions of the American Fisheries Society*, 126 : 200-216.
- MARTEL, N. et Y. RICHARD. 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Dans : ministère de l'Environnement et de la Faune, éditeur. *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique – 1996*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN980022, section 5.
- MENVIQ (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC). 2001. Critères de qualité de l'eau de surface au Québec. Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, Québec. 430 p.
- MILLER, D. L., P. M. LEONARD, R. M. HUGHES, J. R. KARR, P. B. MOYLE, L. H. SCHRADER, B. A. THOMPSON, R. A. DANIELS., K. D. FAUSCH, G. A. FITZHUGH, J. R. GAMMON, D. B. HALLIWELL, P. L. ANGERMEIER and D. J. ORTH. 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management. *Fisheries* 13 (5) : 12-20.
- MINNS, C. K., V. W. CAIRNS, R. G. RANDALL and J. E. MOORE. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes, Area of Concern. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 51 : 1804-1822.
- MOYLE, P. B. and M. P. MARCHETTI. 1999. Applications of indices of biotic integrity to California streams and watersheds. In T. P. Simon (Ed.) *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. pp. 367-380.
- MUNDAHL, N. D. and T. P. SIMON. 1999. Development and application of an index of biotic integrity for coldwater streams of the Upper Midwestern United States. In T. P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. pp. 383-411.
- NIEMELA, S., E. PEARSON, T. P. SIMON, R. M. GOLDSTEIN and P. A. BAILEY. 1999. Development of an index of biotic integrity for the species-depauperate Lake Agassiz ecoregion, North Dakota and Minnesota. In T. P. Simon (Ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, New York. pp. 339-366.

- OBERDORFF, T. and R. M. HUGHES. 1992. Modifications of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, 228 : 117-130.
- OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Ohio EPA). 1988. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol. II : Users Manual for Biological Field Assessment of Ohio Surface Waters. Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio.
- OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (Ohio EPA). 1989. Biological criteria for the protection of aquatic life. Vol. III : Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities. Ohio Environmental Protection Agency, Columbus, Ohio.
- PALLER, M. H., M. J. M. REICHERT and J. M. DEAN. 1996. Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina coastal plain streams. *Transactions of the American Fisheries Society*, 125 : 633-644.
- PETERSEN, R. C., Jr. 1992. The RCE: a riparian, channel, and environmental inventory for small stream in agricultural landscape. *Freshwater Biology*, 27 : 295-306.
- PLAFKIN, J. L., M. T. BARBOUR, K. D. PORTER, S. K. GROSS and R. M. HUGHES. 1989. Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates and fish. U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, Washington, Doc. EPA/440/4-89-001.
- POULIOT G. et G. VERREAULT. (en préparation) Plan directeur de conservation et de gestion intégrée des ressources du bassin versant de la rivière Fouquette. Société de la faune et des parcs du Québec, Direction de l'aménagement de la faune de la région du Bas-Saint-Laurent.
- RICHARD, Y. 1994. Les communautés ichtyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux. Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Envirodoq n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 pages + 12 annexes.
- RICHARD, Y. 1996. Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 pages + 10 annexes.
- ROBINSON, C. T. and G. W. MINSHALL. 1995. Biological metrics for regional biomonitoring and assessment of small streams in Idaho. Final Report. Idaho State University, Stream Ecology Center, Pocatello.

- ROBITAILLE, J.A., F. MARCOTTE et G. TRENZIA. 1990. Plan de restauration du bassin versant de la rivière Boyer et de l'habitat de fraie de l'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus mordax*) anadrome. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la faune, Direction régionale de Québec. Rapp. Tech. xi + 49 p.
- SAINT-JACQUES, N. 1998. Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu. Dans : ministère de l'Environnement et de la Faune, éditeur. Le bassin de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique - 1995, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, Envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 5.
- SCOTT, W. B. et E. J. CROSSMAN. 1974. Poissons d'eau douce du Canada. Office des recherches sur les pêcheries du Canada, Ottawa. Bulletin 184.
- SIMON, T. P. 1999. Assessment of Balon's reproductive guilds with application to midwestern North American freshwater fishes. In T. P. Simon (Ed.) Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, New York. pp. 97-121.
- SIMON, T. P. and J. LYONS. 1995. Application of the index of biotic integrity to evaluate water resource integrity in freshwater ecosystems. In W. S. Davis and T. P. Simon (Eds), Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making. Lewis, Boca Raton, FL. pp. 245-262.
- SMOGOR, R. A. and P. L. ANGERMEIER. 1999. Effects of drainage basin and anthropogenic disturbance on relations between stream size and IBI metrics in Virginia. In T. P. Simon (Ed.), Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities. CRC Press, New York, pp. 249-272.
- STEEDMAN, R. J. 1988. Modifications and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario. Can. J. Fish Aquat. Sci., 45: 492-501.
- TRENZIA, G. 1987. L'érosion en zone agricole : origine, impact et méthodes de contrôle. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 39 p.
- VANDAL, D. et J. HUOT. 1985. Le milieu riverain sec : Définition et importance comme habitat faunique. Ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche du Québec. 145 p.

ANNEXE A

FICHE D'ÉVALUATION DE L'HABITAT (RCE)

Rivière : _____ Station : _____ Date : _____ Heure : _____

		G	D
1. Utilisation des terres au-delà de la zone riveraine immédiate			
Forêts ou milieux humides non-perturbés, friches	15	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Pâturages permanents avec boisés, marécages et quelques cultures, camping	10	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mélange de pâturages et de cultures, tourbières en exploitation, habitation	5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Cultures principalement	0.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2. Largeur de la bande riveraine			
Bande riveraine marécageuse ou boisée de + 30 m	15	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bande riveraine marécageuse ou boisée de 5 à 30 m	10	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bande riveraine marécageuse ou boisée de 1 à 5 m	2.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Bande riveraine marécageuse ou boisée absente	0.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3. Continuité de la bande riveraine			
Bande riveraine intacte sans trouées dans la végétation	15	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Trouées se retrouvant à des intervalles de plus de 50 m	10	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Trouées fréquentes	2.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Présence de quelques îlots de végétation	0.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
4. Végétation de la bande riveraine dans les 10 m les plus près du canal			
> 90 % d'arbres et d'arbustes non-pionniers ou de plantes de marécage natives	12.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mélange d'espèces pionnières près du canal et arbres matures derrière	7.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Mélange d'espèces herbacées et de quelques espèces pionnières d'arbres et d'arbustes	2.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
Végétation herbacée avec peu d'arbres et d'arbustes	0.5	<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5. Structures de rétention			
Rochers et vieux troncs ancrés fermement dans le canal	15	<input type="checkbox"/>	
Quelques rochers et troncs présents	10	<input type="checkbox"/>	
Structures tenant faiblement en place et se déplaçant avec les crues	5	<input type="checkbox"/>	
Aucune obstruction dans le canal	1	<input type="checkbox"/>	
6. Structure du canal			
Amplement suffisante pour les crues pluviales et printanières : Larg./Prof. < 7	15	<input type="checkbox"/>	
Adéquate, les débordements sont rares : L/P = 8 à 15	10	<input type="checkbox"/>	
Contient à peine les crues pluviales : L/P = 15 à 25	5	<input type="checkbox"/>	
Débordements fréquents : L/P > 25 , ou la rivière a été canalisée	1	<input type="checkbox"/>	
7. Sédiments			
Peu ou pas d'élargissement du canal résultant de l'accumulation de sédiments	15	<input type="checkbox"/>	
Quelques bancs de gravier, débris, peu de limon	10	<input type="checkbox"/>	
Bancs de gravier, de sable et de limon communs	5	<input type="checkbox"/>	
Canal subdivisé en plusieurs branches, où la rivière a été canalisée	1	<input type="checkbox"/>	

8. Structure des berges

- Berges stables, sol fermement maintenu par les racines des arbres et arbustes 12.5
- Berges stables mais faiblement retenues par la végétation herbacée et des arbustes 7.5
- Berges peu stables, sol maintenu en place par quelques plantes herbacées et arbustes 2.5
- Berges instables, sol friable, érosion évidente 0.5

9. Minage des berges

- Peu ou pas d'évidence ou restreint aux endroits avec racines d'arbres 10
- Seulement dans les courbes et aux constrictions 7.5
- Fréquent, non restreint aux endroits avec racines 2.5
- Minage sévère tout le long de la rivière et les berges s'y affaissent 0.5

10. Apparence et texture du substrat rocheux

- Pierres propres, arrondies et sans rebords coupants; peuvent être noirâtres 25
- Pierres sans rebords coupants avec une texture légèrement rugueuse 15
- Quelques pierres avec rebords coupants et une texture rugueuse évidente 5
- Plusieurs pierres rugueuses et avec rebords coupants 1
- Substrat rocheux absent 0

11. Substrat

- Substrat rocheux de différentes tailles, interstices évidents 25
- Substrat rocheux facilement déplacé et un peu de limon 15
- Substrat composé de limon, de gravier et de sable, stable par endroit 5
- Substrat uniforme composé de sable et de limon, substrat rocheux absent 1

12. Rapides et fosses, ou méandres

- Distincts, retrouvés à des intervalles de 5 à 7 fois la largeur du cours d'eau 25
- Irrégulièrement espacés 20
- Longues sections de fosses séparées de courtes sections de rapides, méandres absents 10
- Méandres et fosses/rapides absents, où la rivière a été canalisée 1

13. Végétation aquatique

- Lorsque présente, elle se compose de mousses et d'amas d'algues 15
- Algues présentes, plantes vasculaires le long des rives 10
- Présence de tapis d'algues, quelques plantes vasculaires 5
- Tapis d'algues couvre le fond et/ou plantes vasculaires dominant dans le canal 1

14. Détritus

- Composés principalement de feuilles et de débris ligneux, pas de sédiments 25
- Feuilles et bois rares, débris organiques floconneux et fins, pas de sédiments 10
- Pas de feuilles ni de débris ligneux, matière organique grossière et fine, sédiments 5
- Sédiments anaérobies fins, pas de débris grossiers 1

Cocher une des quatre conditions. Les rives droite (R) et gauche (G) sont déterminées en faisant face vers l'aval de la rivière. L'évaluation se fait pour une longueur de rive de 100 mètres, centrée par rapport à la station d'échantillonnage ichtyologique.

ANNEXE B

CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES DE RÉFÉRENCE

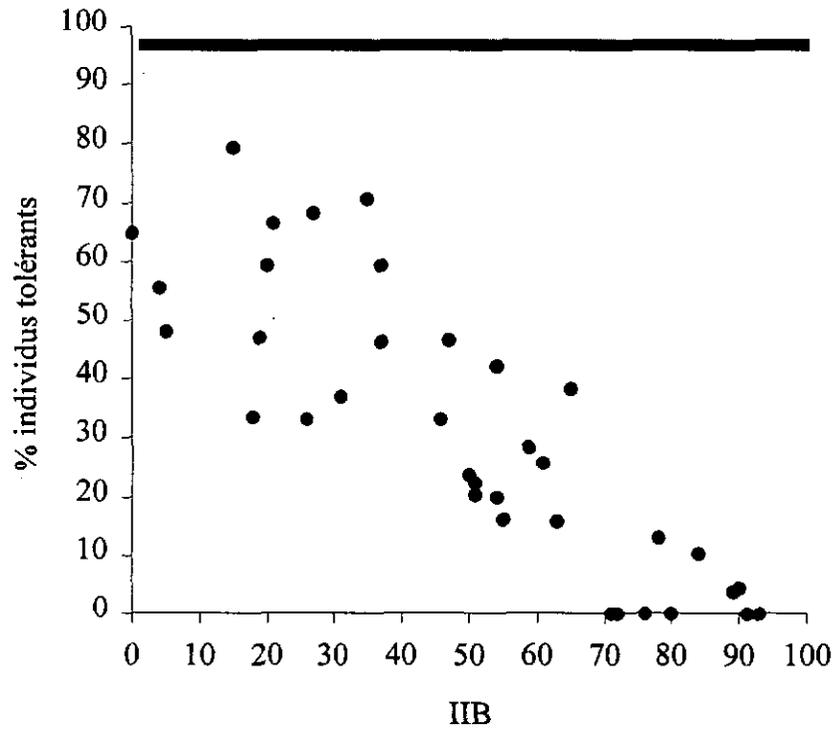
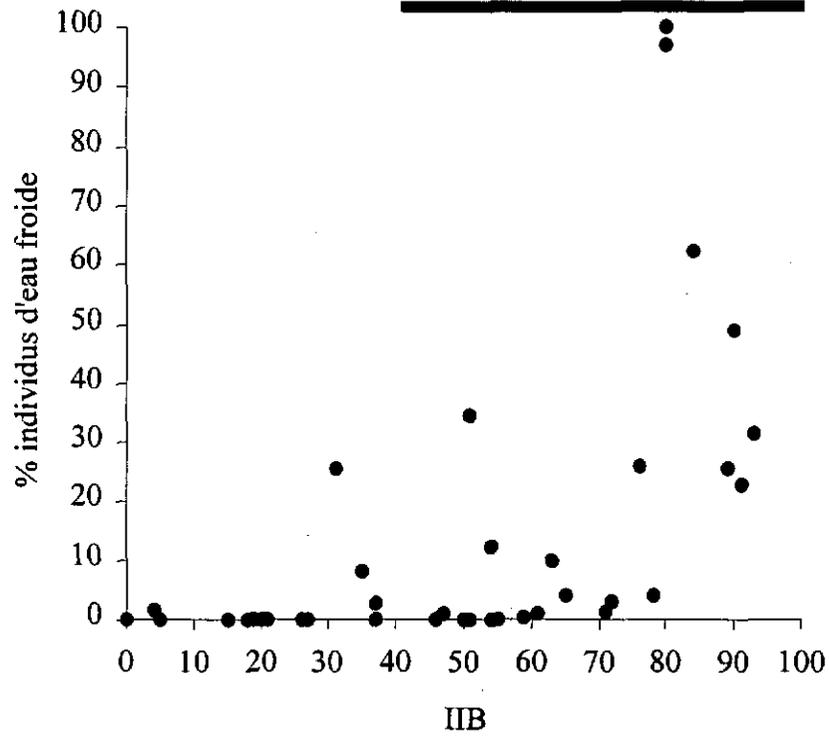
CRITÈRES DE SÉLECTION DES SITES DE RÉFÉRENCE

Rivière :	Station :	Date :		
			Oui	Non
1- Géomorphologie naturelle du cours d'eau.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
2- Présence d'une bande riveraine continue d'au moins trois fois la largeur de la rivière.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
3- Végétation non perturbée par l'homme.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
4- Section du cours d'eau sans introduction d'espèces sportives ou de fourrage. (voir note)			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
5- Absence de sources, de fossés ou de canaux de drainage se jetant dans la rivière, de façon ponctuelle ou diffuse.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
6- Géomorphologie des rives conforme à celle du segment de rivière.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
7- Absence de modification de l'habitat par l'homme.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
8- Absence de nettoyage de la rivière, c'est-à-dire que les débris dans le fond de la rivière ont été déplacés uniquement par des processus naturels.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
9- Absence de barrage ou de diversion de courant.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>
10- Absence de pont immédiatement en amont de la station.			<input type="checkbox"/>	<input type="checkbox"/>

Note: Ce critère pourrait être difficile, voire impossible à déterminer lors de la première visite. Les résultats des échantillonnages et les historiques d'ensemencement serviront à vérifier ce critère.

ANNEXE C

**EXEMPLES DE DÉTERMINATION DE LA ZONE DE SENSIBILITÉ
PRIMAIRE DES MÉTRIQUES**



Exemples de détermination de la zone de sensibilité primaire (ligne ombragée). La zone de sensibilité primaire est la zone d'intégrité biotique pour laquelle la métrique change le plus rapidement.

ANNEXE D

**NOMBRE DE CAPTURES DE CHACUNE DES ESPÈCES DE POISSONS
PRÉLEVÉES DANS LES QUATRE BASSINS VERSANTS À L'ÉTUDE**

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la rivière Fouquette

Espèce	F1	F2	F3	F4	F5	F6	F7	TU1	TU2	SL1
Anguille d'Amérique	14									
Chabot visqueux										
Éperlan arc-en-ciel										
Épinoche à trois épines	27									
Épinoche à quatre épines	2									
Épinoche à cinq épines			100	45	32		94	37	123	38
Épinoche à neuf épines	1									
Lamproie marine										
Méné à nageoires rouges			3	16	3			8		
Meunier noir	21		17	10	22	12	33	57	5	4
Mulet à cornes	1	2	71	15	29	20	184	113	57	50
Mulet perlé										
Naseux noir			2			64	13	1		
Naseux des rapides										
Omble de fontaine										
Perchaude										
Saumon atlantique										
Truite arc-en-ciel	1									
Umbre de vase			7	35	13			7	3	1
Ventre rouge du Nord			2	4			2		8	
Total	67	2	202	125	99	96	326	223	196	93

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la rivière du Sud-Ouest

Espèce	S1	S2	S3	S4	S5	S6	N1	N2	N3 ⁵
Anguille d'Amérique	34	35							
Chabot visqueux							6		
Éperlan arc-en-ciel			1						
Épinoche à trois épines				7	27	3	62		
Épinoche à quatre épines									
Épinoche à cinq épines					29				
Épinoche à neuf épines	1								
Lamproie marine	1								
Méné à nageoires rouges									
Meunier noir	52	7	20	18	2				
Mulet à cornes	17	19	49	30	13				
Mulet perlé				4	4				
Naseux noir	102	118	237	179	13		10	37	
Naseux des rapides									
Omble de fontaine		1			10	93	19	17	28
Perchaude									
Saumon atlantique	71	94							
Truite arc-en-ciel									
Umbre de vase			4	2	1				
Ventre rouge du Nord		1		7	3				
Total	278	275	311	247	102	96	97	54	28

⁵ Été 2001

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la rivière des Trois Pistoles

Espèce	T1	T2	SE1	SE2	RE1
Anguille d'Amérique					
Chabot visqueux					
Éperlan arc-en-ciel					
Épinoche à trois épines					
Épinoche à quatre épines					
Épinoche à cinq épines					
Épinoche à neuf épines					
Lamproie marine					
Méné à nageoires rouges					
Meunier noir			31	29	2
Mulet à cornes			53	36	31
Mulet perlé					
Naseux noir	101	207	126	161	206
Naseux des rapides					
Omble de fontaine	30	3	9	1	10
Perchaude				1	
Saumon atlantique					
Truite arc-en-ciel					
Umbre de vase					
Ventre rouge du Nord					3
Total	131	210	219	228	252

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la rivière Kamouraska, été 2000.

Espèce	C4	D1	D4	G4	K1	K3
Anguille d'Amérique						
Chabot visqueux						
Éperlan arc-en-ciel						
Épinoche à trois épines						
Épinoche à quatre épines						
Épinoche à cinq épines				158		2
Épinoche à neuf épines						
Lamproie marine						
Méné à nageoires rouges						
Meunier noir	14	10	6	22	19	34
Mulet à cornes	46	19	3	42	28	6
Mulet perlé			4			
Naseux noir	18	176	42	2	134	25
Naseux des rapides						
Omble de fontaine	7	8	5		2	2
Perchaude						
Saumon atlantique						
Truite arc-en-ciel						
Umbre de vase				17		2
Ventre rouge du Nord						
Total	85	213	60	241	183	71

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la rivière Kamouraska, été 2001

Espèce	C1	C2	C3	C4	D1	D2	D3	D4	G1	G2	G3	G4	K2	K3
Anguille d'Amérique														
Chabot visqueux														
Éperlan arc-en-ciel														
Épinoche à trois épines														
Épinoche à quatre épines														
Épinoche à cinq épines		2				1	3		1		1	11	2	
Épinoche à neuf épines														
Lamproie marine														
Méné à nageoires rouges		9	1						1		10			
Meunier noir	3	13	9	5	3		3	11	22		18	6	43	4
Mulet à cornes	25	49	15	14	11	15		6	25		20	3	10	5
Mulet perlé								34						
Naseux noir	112	61	25	52	114	28	19	36	20	31	187		59	5
Naseux des rapides														
Omble de fontaine			7	3	2	4	9	10		1			1	
Perchaude														
Saumon atlantique														
Truite arc-en-ciel														
Umbre de vase						1						2	1	
Ventre rouge du Nord								8						
Total	140	134	57	74	130	49	34	97	69	32	236	22	116	14

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la Petite rivière Rimouski

Espèce	PR1	PR2	PR3
Anguille d'Amérique			
Chabot visqueux			
Éperlan arc-en-ciel			
Épinoche à trois épines		3	
Épinoche à quatre épines			
Épinoche à cinq épines			
Épinoche à neuf épines			
Lamproie marine			
Méné à nageoires rouges			
Meunier noir			
Mulet à cornes	3	4	2
Mulet perlé			
Naseux noir	8	69	21
Naseux des rapides			
Omble de fontaine	18	26	22
Perchaude			
Saumon atlantique			
Truite arc-en-ciel			
Umbre de vase			
Ventre rouge du Nord			
Total	29	102	45

Nombre de captures de chacune des espèces prélevées dans le bassin versant de la rivière Verte.

Espèce	V1	V2	V3	V4	V5	V6	V7	V8
Anguille d'Amérique								1
Chabot visqueux								
Éperlan arc-en-ciel								
Épinoche à trois épines					1			
Épinoche à quatre épines								
Épinoche à cinq épines							1	
Épinoche à neuf épines								
Lamproie marine								
Méné à nageoires rouges					20		1	4
Meunier noir	12				22		1	3
Mulet à cornes	5	29	13	6	12	7	2	5
Mulet perlé								
Naseux noir	20	79	16	142	14	17		16
Naseux des rapides	39	20	82	267	105	1		104
Omble de fontaine						7		
Perchaude					1			1
Saumon atlantique								
Truite arc-en-ciel								
Umbre de vase							2	
Ventre rouge du Nord								
Total	76	121	111	415	175	32	7	134

ANNEXE E

**VARIABLES PHYSICOCHIMIQUES DES DIFFÉRENTES STATIONS
ÉCHANTILLONNÉES DANS LES QUATRE BASSINS VERSANTS À L'ÉTUDE**

Variables physicochimiques des différentes stations échantillonnées dans les quatre bassins versants à l'étude

Station	Date	Heure	Temp ¹	Cond ¹	Ntot ¹	Ptot ¹	Coli ¹	DBO ₅ ¹	NO ₂ - NO ₃	MES	Sat O ₂ ¹	pH
Fouquette												
F1	28-08-00	11:50	17,5	460	2,50	0,59	360	< 2,0			98	
F2	28-08-00	11:37	14,8	475	4,80	0,72	100	4,5			30	
F3	28-08-00	10:55	19,0	420	0,50	0,07	2000	< 2,0			80	
F4	28-08-00	10:17	19,5	340	0,32	0,05	118	< 2,0			93	
F5	28-08-00	10:05	17,0	330	0,47	0,04	68	< 2,0			95	
F6	28-08-00	9:57	18,0	330	0,46	0,06	90	< 2,0			89	
F7	28-08-00	9:50	17,0	320	0,33	0,05	370	< 2,0			45	
Turgeon												
TU1	28-08-00	11:05	17,0	330	0,98	0,14	1800	2,9			90	
TU2	28-08-00	10:34	14,0	290	0,40	0,03	550	< 2,0			100	
Soucy-Lapointe												
SL1	28-08-00	11:30	18,0	550	1,34	0,21	> 6000	2,2			92	
Sud-Ouest												
S1	13-09-00	11:15	25,0	170	0,26	< 0,02	200	5,3			106	
S2	13-09-00	11:00	21,0	125	0,27	< 0,02	470	2,0			101	
S3	13-09-00	10:45	21,0	115	0,25	< 0,02	290	< 2,0			99	
S4	13-09-00	10:35	23,2	110	0,26	< 0,02	52	< 2,0			112	
S5	13-09-00	10:15	15,5	60	0,21	< 0,02	460	2,0			103	
S6	13-09-00	9:30	15,6	120	0,52	< 0,02	220	2,0			103	
Neigette												
N1	13-09-00	10:10	14,6	80	0,17	< 0,02	480	< 2,0			108	
N2	13-09-00	10:00	18,9	85	0,37	< 0,02	13	< 2,0			94	
N3	09-08-01	10:10	19	60	-	< 0,05	13	< 1,0	0,12	2	95	7,7
Sénescoupe												
SE1	19-09-00	9:00	18,0	170	0,27	< 0,02	12	< 2,0			107	
SE2	19-09-00	9:15	18,0	200	0,31	< 0,02	28	< 2,0			94	
Toupiké												
TO1	19-09-00	9:45	17,0	200	0,21	< 0,02	< 2	< 2,0			102	
TO2	19-09-00	9:30	20,0	200	0,22	< 0,02	7	< 2,0			96	
Ruisseau de l'Est												
RE1	19-09-00	10:15	20,0	230	0,23	< 0,02	< 2	< 2,0			102	
Kamouraska												
K1	11-09-00	11:10	19,0	100	0,24	< 0,02	11	< 2,0			95	
K2	30-07-01	10:10	18,5	130	-	< 0,05	-	< 1,0	0,13	2,8	82	7,4
K3	11-09-00	10:50	10,0	75	0,34	0,02	30	2,6			95	
Ruisseau Creux												
C1	18-07-01	-	18	238	0,54	0,054	510	< 2,0	0,45	6	100	8,2
C2	30-07-01	9:50	19	210	-	< 0,05	-	< 1,0	0,44	6	89	8,1
C3	30-07-01	9:35	17	210	-	< 0,05	188	< 1,0	0,13	10,8	85	8,2
C4	11-09-00	10:10	15,0	115	0,19	< 0,02	40	< 2,0			113	
Saint-Denis												
D1	11-09-00	11:00	19,0	100	0,27	< 0,02	10	< 2,0			98	
D2	30-07-01	-	15,4	64	0,46	0,019	540	< 2,0	0,01	4	96	7,3
D3	30-07-01	10:25	17	100	-	< 0,05	-	< 1,0	0,25	2	75	7,1
D4	11-09-00	10:30	18,0	30	0,37	0,02	2	< 2,0			85	
Goudron												
G1	18-07-01	-	15,5	650	0,8	0,064	2200	< 2,0	0,71	5	102	8,2
G2	30-07-01	10:45	18,5	260	-	0,12	-	< 1,0	0,88	5,8	94	8,2
G3	30-07-01	11:00	20	600	-	< 0,05	-	< 1,0	0,27	3	90	8,3
G4	11-09-00	11:40	17,0	440	1,86	0,16	600	4,8			75	
De la Barrure												
V1	09-08-01	13:55	24	270	-	< 0,05	-	16,2	0,55	1	89	7,8
Gros Ruisseau												
V2	09-08-01	14:15	23	295	-	< 0,05	-	< 1,0	0,23	13	88	8,3

Station	Date	Heure	Temp ¹	Cond ¹	Ntot ¹	Ptot ¹	Coli ¹	DBO ₅ ¹	NO ₂ - NO ₃	MES	Sat O ₂ ¹	pH
A la fourche												
V3	09-08-01	14:40	28	240	-	< 0,05	-	< 1,0	< 0,05	3	95	8,4
V4	09-08-01	14:25	28	210	-	< 0,05	-	< 1,0	0,13	2,2	112	8,8
Cacouna												
V5	09-08-01	15:10	19	-	-	< 0,05	-	< 1,0	0,09	2,8	95	8,7
V6	09-08-01	15:00	27	100	-	0,08	88	< 1,0	0,11	0,8	81	7,9
Ruisseau Noir												
V7	09-08-01	15:35	13,5	1100	-	0,11	-	1,0	0,43	9,5	7	-
Rivière Verte												
V8	09-08-01	15:30	21	70	-	0,14	-	< 1,0	0,06	2,6	101	-
Petite Rimouski												
PR1	02-08-01	10:10	22	70	-	< 0,05	10	< 1,0	0,08	0,6	93	7,6
PR2	02-08-01	10:25	22	70	-	< 0,05	65	< 1,0	0,08	2,6	93	7,5
PR3	02-08-01	10:45	21	75	-	< 0,05	21	< 1,0	0,06	0,8	89	7,5



Téléphone : (418) 521-3830 • 1 800 561-1616 Télécopieur : (418) 646-5974
Courriel : info.sfp@fapaq.gouv.qc.ca Site Internet : www.fapaq.gouv.qc.ca
S.O.S. Braconnage : 1 800 463-2191