

Direction du suivi de l'état de l'environnement

**IMPACT DE L'AGRICULTURE SUR LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET
PISCICOLES DU RUISSEAU SAINT-GEORGES (QUÉBEC, CANADA)**

Par

Yvon Richard, biologiste, M. Sc.

Isabelle Giroux, spécialiste en science de l'eau, M. Sc.

Juin 2004

Dépôt légal – Bibliothèque nationale du Québec, 2004

Envirodoq : ENV/2004/0226

Collection : QE/148

ÉQUIPE DE TRAVAIL

Rédaction :	Yvon Richard ¹ Isabelle Giroux ¹
Échantillonnage :	Roger Audet ¹ Jean-Philippe Baillargeon ¹ Yves Laporte ¹ Julie Moisan ¹ Jacques St-Onge ¹
Analyses de laboratoire :	Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec ²
Révision scientifique :	Richard Beaulieu ³ Robert Bertrand ³ Réjean Dumas ⁴ Carol Emond ³ Pierre Fortin ³ Yves Lefebvre ³ Sylvie Morin ⁵ Ernert Rickli ³
Mise en page :	Nathalie Milhomme ¹
Cartographie et graphisme :	Lyne Blanchet ¹ Pascale Dubois ¹ Francine Matte-Savard ¹ Line Savoie ¹

¹ Direction du suivi de l'état de l'environnement, ministère de l'Environnement, édifice Marie-Guyart, 675, boul. René-Lévesque Est, 7^e étage, Québec (Québec) G1R 5V7

² Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec, Complexe scientifique, 2700, rue Einstein, Sainte-Foy (Québec) G1P 3W8

³ Direction du milieu rural, ministère de l'Environnement, édifice Marie-Guyart, 675, boul. René-Lévesque Est, 8^e étage, Québec (Québec) G1R 5V7

⁴ Direction de l'aménagement de la faune de Lanaudière, Société de la faune et des parcs du Québec, ministère des Ressources naturelles de la Faune et des Parcs, 100, boul. Industriel, Repentigny (Québec) J6A 4X6

⁵ Direction régionale de Lanaudière, ministère de l'Environnement, 100, boul. Industriel, Repentigny (Québec) J6A 4X6

IMPACT DE L'AGRICULTURE SUR LES COMMUNAUTÉS BENTHIQUES ET PISCICOLES DU RUISSEAU SAINT-GEORGES (QUÉBEC, CANADA)

Yvon Richard et Isabelle Giroux

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

RÉSUMÉ

Le ruisseau Saint-Georges, tributaire de la rivière L'Assomption, draine un bassin versant de 28,8 km² divisé essentiellement en deux zones d'égale importance : une zone amont, presque complètement occupée par l'agriculture et une zone aval, dominée par la forêt, mais où se pratique un peu d'agriculture près de l'embouchure. En zone agricole amont, la piètre qualité des bandes riveraines associée aux fortes concentrations de phosphore, de coliformes fécaux et à la présence de nombreux pesticides seraient responsables de l'appauvrissement de la faune benthique. La variété taxonomique est faible. Les éphémères, les plécoptères et les trichoptères, groupes d'insectes très sensibles à la pollution, sont pratiquement absents. Il en est de même pour les mollusques. L'indice composite benthique (ICB) atteint ses valeurs les plus faibles. La pollution agricole semble aussi imposer un stress aux communautés piscicoles. Les espèces tolérantes à la pollution dominent le milieu. Les omnivores sont avantagés comparativement aux insectivores. Entre 10 % et 20 % des poissons ont les nageoires érodées. Tout comme pour l'ICB, c'est dans cette partie du bassin qu'on observe les valeurs les plus basses de l'indice d'intégrité biotique (IIB). Toutefois, en zone forestière, la qualité de l'eau ainsi que la composition des bandes riveraines s'améliorent. Les communautés benthiques et piscicoles y récupèrent rapidement et affichent des caractéristiques qui se rapprochent des communautés en santé. Les valeurs des indices ICB et IIB sont souvent très élevées. La présence d'une forêt sur le parcours du ruisseau semble donc favoriser les processus d'autoépuration de l'écosystème. Cette forêt contribue probablement à complexifier les habitats aquatiques et offre ainsi des conditions essentielles au maintien de communautés biologiques équilibrées et diversifiées.

Mots clés : pollution, agriculture, forêt, habitat, bande riveraine, pesticide, communauté, benthos, poisson, anomalie, intégrité biotique.

TABLE DES MATIÈRES

Équipe de travail	iii
Résumé	iv
Table des matières	v
Liste des tableaux	v
Liste des figures	vi
Liste des annexes	vi
INTRODUCTION	1
AIRE D'ÉTUDE	1
MATÉRIEL ET MÉTHODES	3
Échantillonnage	3
Traitement des données	4
RÉSULTATS	7
Habitats.....	7
Qualité physico-chimique de l'eau.....	7
<i>Paramètres physico-chimiques</i>	7
<i>Pesticides</i>	9
Communautés benthiques.....	9
Communautés piscicoles	14
DISCUSSION	16
RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES	21

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Critères et cotes associés aux variables des communautés ichthyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du ruisseau Saint-Georges.....	5
Tableau 2	Caractéristiques des habitats pour chacune des stations d'échantillonnage des communautés biologiques du ruisseau Saint-Georges (1998)	8
Tableau 3	Valeurs moyennes (± 1 écart-type) et analyse statistique des différences de concentration des paramètres physico-chimiques entre quatre stations du ruisseau Saint-Georges (1998)	10

Tableau 4	Fréquence de détection, moyennes (± 1 écart-type) et analyse statistique de la différence des concentrations de pesticides entre la station située en zone agricole intensive et celle située à la sortie de la zone forestière du ruisseau Saint-Georges (1998)	11
Tableau 5	Corrélations non paramétriques significatives (r de Spearman) entre le pourcentage de la superficie du bassin versant occupé par l'agriculture et des paramètres des communautés piscicoles et benthiques pour l'ensemble des stations d'échantillonnages biologiques du ruisseau Saint-Georges (1998)	14

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Localisation des stations d'échantillonnage du ruisseau Saint-Georges.....	2
Figure 2	Concentrations d'herbicides à forte concentration dans le ruisseau Saint-Georges aux stations 14,7 et 5,5 et les précipitations enregistrées (1998).....	12
Figure 3	Variation spatiale de l'indice composite benthique (ICB) du ruisseau Saint-Georges et de ses composantes (1998).....	13
Figure 4	Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) du ruisseau Saint-Georges et de ses composantes (1998).....	15

LISTE DES ANNEXES

Annexe 1	Densité moyenne des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et les habitats naturels () du ruisseau Saint-Georges (1998)	29
Annexe 2	Niveau de tolérance à la pollution, niveau trophique, abondance et biomasse totale (g) des espèces de poissons capturés dans le ruisseau Saint-Georges (1998).....	31

INTRODUCTION

Au Québec, les effets de l'agriculture sur les organismes aquatiques des écosystèmes lotiques (ruisseaux et rivières) ne sont à toutes fins utiles pas documentés. Jusqu'à maintenant, la plupart des rivières étudiées étaient soumises à des sources de pollution mixte (municipales, industrielles et agricoles) de sorte qu'il a toujours été difficile de départager les effets respectifs de chaque type de pollution sur la faune aquatique (Richard, 1994; St-Onge et Richard, 1994; La Violette et Richard, 1996; St-Onge, 1996; Piché, 1998; Saint-Jacques, 1998; La Violette, 1999; St-Onge, 1999). La présente étude a donc pour objectif d'évaluer l'impact de la pollution agricole sur les organismes benthiques et piscicoles d'un petit cours d'eau de tête de bassin situé en milieu rural, sans source de pollution industrielle. Selon la littérature, la pollution d'origine urbaine et municipale est considérée comme négligeable, car le territoire habité représente à peine 3,5 % de la superficie totale du bassin versant (Wang *et al.*, 2000, 2001). Toutefois, complètement à la tête du ruisseau, on trouve le village de Saint-Alexis avec une densité de population de 400 habitants. Au moment de l'étude, il rejetait ses eaux usées directement dans le ruisseau, à environ un kilomètre en amont de la première station d'échantillonnage des communautés biologiques. Il n'est donc pas exclu que ces rejets puissent avoir un impact local sur les organismes présents à cette station.

Cette étude a aussi comme particularité la mesure conjointe de la présence des pesticides. De nombreuses études ont documenté les effets individuels de certains pesticides sur les espèces aquatiques. Plus récemment, des études ont même porté sur la présence conjuguée de plusieurs pesticides sur les espèces d'eau douce (Deneer, 2000). Toutefois, elles décrivent souvent des tests effectués en laboratoire, dans des conditions contrôlées (Belden et Lydy, 2000; Faust *et al.*, 2000; Faust *et al.*, 1994). Les mésocosmes sont aussi parfois utilisés (Hatakeyama *et al.*, 1997). Les études consacrées aux effets de plusieurs pesticides sur l'écosystème aquatique dans des conditions réelles, comme dans le cas présent, sont relativement rares (Liess et Schulz, 1999; Schulz et Liess, 1999). Enfin, comme cette étude a lieu sur une rivière de tête de bassin (1^{er} et 2^e ordre), l'impact de la pollution agricole pourrait être plus facile à évaluer à cause des conditions physico-chimiques extrêmes qu'on observe habituellement dans ces petits cours d'eau (Matthews, 1987; Smale et Rabeni, 1995) qui offrent le maximum d'interface entre les milieux terrestre et aquatique (Menzel *et al.*, 1984).

AIRE D'ÉTUDE

L'impact de la pollution agricole a été évalué dans le ruisseau Saint-Georges, un effluent de la rivière L'Assomption (figure 1). Son bassin versant d'une superficie de 28,84 km² est occupé principalement par l'agriculture (53 %) et la forêt (41 %) (Image Landsat, 1996). L'agriculture se pratique majoritairement dans la partie amont du bassin (de la tête du ruisseau à la station 14,7) et un peu à l'extrémité aval (station 5,5 à l'embouchure). Le foin et le maïs, qui sont les deux principales cultures, occupent respectivement 34,5 et 32,3 % de la superficie des terres cultivées. Viennent ensuite les cultures spécialisées (12 %), les pâturages (8,4 %), les labours (7,6 %), les friches (3,7 %) et les céréales (1,5 %). Entre ces deux secteurs, le cours d'eau traverse sur plus de neuf kilomètres une forêt mature de feuillus et de conifères (stations 14,7 à 5,5). Dans le cadre de la présente étude, cet élément est d'une importance capitale. Théoriquement, en milieu forestier,

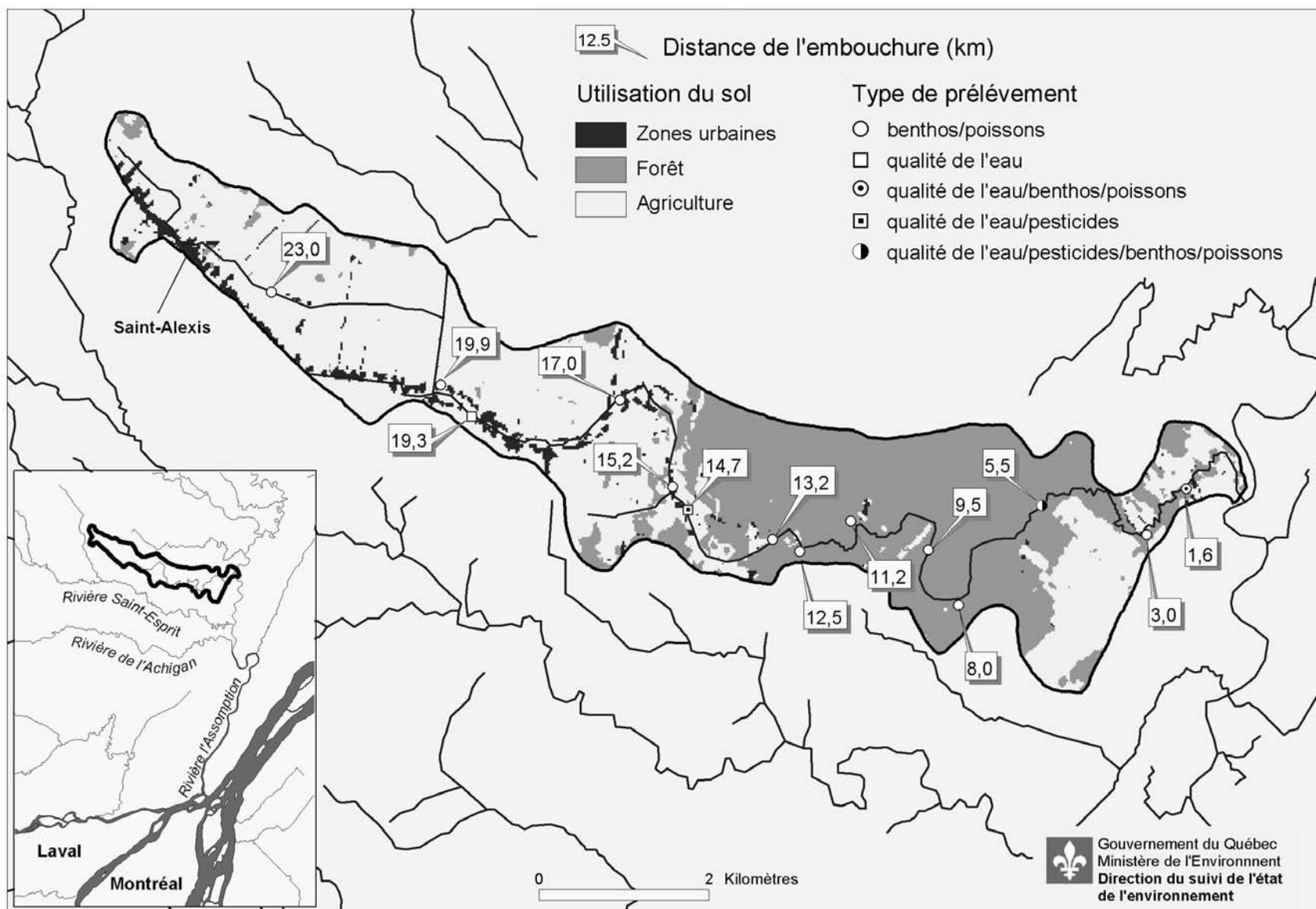


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage du ruisseau Saint-Georges

la rivière devrait récupérer rapidement et faire office de zone de référence. En effet, il n'existe pas de bassin versant témoin sans activité agricole à proximité du ruisseau Saint-Georges, tout comme dans toute la région physiographique des basses-terres du Saint-Laurent où se pratique une agriculture intensive.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

Le ruisseau Saint-Georges a été échantillonné en 1998. Le numéro des 14 stations d'échantillonnage (habitat, physico-chimie, pesticides, benthos et poissons) correspond à leur distance en kilomètres par rapport à l'embouchure du cours d'eau (figure 1).

Quatre stations ont été retenues pour le suivi des paramètres physico-chimiques conventionnels. Deux stations sont situées en zone agricole amont (stations 19,3 et 14,7), une à la sortie de la zone forestière (station 5,5) et la dernière près de l'embouchure (station 1,6) (figure 1). Elles ont été échantillonnées sur une base mensuelle, de mai à octobre.

Les pesticides ont également été mesurés aux stations 14,7 et 5,5. Pour ces derniers, les échantillons ont été prélevés trois fois par semaine, de la fin mai à la fin d'août. L'analyse couvre une quarantaine de pesticides parmi lesquels on trouve les triazines, les organophosphorés, les carbamates et les phénoxyacides.

À l'exception de l'oxygène dissous et de la température de l'eau dont les mesures ont été prises sur le terrain à l'aide d'un appareil portable (YSI), toutes les autres analyses ont été faites par le Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec (CEAEQ).

On a choisi douze stations réparties sur l'ensemble du cours d'eau pour étudier les communautés benthiques et piscicoles (figure 1). Quatre sont en zone agricole amont (stations 23,0 à 15,2), six en zone forestière (stations 13,2 à 5,5) et les deux dernières sont en aval du bassin (stations 3,0 et 1,6) où on pratique aussi l'agriculture.

À chaque station, les invertébrés benthiques ont été échantillonnés à l'aide de huit substrats artificiels de type Hester-Dendy submergés dans le ruisseau à la fin de juillet et relevés huit semaines plus tard. Lors des prélèvements, les substrats ont été conservés individuellement dans une solution de formaldéhyde à 10 %. En laboratoire, on les a démantelés puis lavés au-dessus d'un tamis d'ouverture de maille de 600 µm. Les organismes retenus ont été triés, dénombrés et identifiés habituellement au genre sous une loupe binoculaire (10 X à 50 X). Certains organismes fouisseurs ou prédateurs mobiles peuvent être réfractaires à coloniser les substrats artificiels. Pour minimiser cet effet et avoir un inventaire le plus complet possible, on a aussi réalisé un échantillonnage qualitatif des organismes présents dans les habitats naturels (arbres, macrophyte, matière organique, etc.), soit à l'aide d'un filet Surber, d'un filet troubleau ou d'une chaudière à fond grillagé. Tous ces filets ou grillages avaient une ouverture de maille inférieure ou égale à 600 µm. Le matériel récolté a été placé dans un plateau émaillé et les organismes visibles à l'œil nu ont été récoltés pendant 20 minutes. On a également apporté un sous-échantillon en laboratoire

et on l'a examiné sous une loupe binoculaire pour compléter l'inventaire qualitatif des organismes présents. Les détails concernant l'ensemble des méthodes utilisées sur le terrain et en laboratoire sont décrits par St-Onge (1999).

L'échantillonnage des poissons a été effectué à gué durant les mois d'août et septembre à l'aide d'un engin de pêche à l'électricité décrit par La Violette (1999). Chaque station a été échantillonnée une seule fois, habituellement sur toute la largeur du ruisseau et sur une longueur d'environ 50 mètres. Tous les poissons capturés ont été transportés en laboratoire dans des glacières pour être identifiés, dénombrés et pesés. On a aussi noté la présence de parasites et d'anomalies externes de type DELT (déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur) (Ohio EPA, 1988) pour chaque poisson.

Les caractéristiques d'habitat ont été évaluées lors de l'échantillonnage des communautés piscicoles. Les paramètres retenus étaient : l'altitude, la pente, la largeur moyenne, la profondeur maximale, la vitesse du courant, la transparence, l'abondance des macrophytes, le substrat dominant, l'hétérogénéité du substrat, le couvert forestier, l'érosion des rives et la composition du couvert végétal des bandes riveraines. On a établi l'altitude et la pente à l'aide de cartes topographiques 1 : 50 000. L'hétérogénéité du substrat a été calculée avec l'indice de diversité de Shannon appliqué sur les pourcentages de chaque type de substrat (Paller, 1994; de Crespin de Billy *et al.*, 2000). Toutes les autres variables ont été estimées visuellement à l'exception de la profondeur maximale qui a été mesurée. La composition du couvert végétal des bandes riveraines, évaluée pour chacune des rives sur une longueur de 50 mètres et sur une largeur de 10 mètres à partir du niveau de l'eau, a servi au calcul d'un indice de qualité des bandes riveraines (IQBR) développé par Saint-Jacques et Richard (1998). Cet indice estime le potentiel que recèlent les bandes riveraines pour protéger le milieu aquatique et pour maintenir les communautés d'organismes aquatiques dans un état proche des milieux naturels.

Traitement des données

La variation spatiale des concentrations des paramètres physico-chimiques de qualité de l'eau entre les quatre stations d'échantillonnage du ruisseau Saint-Georges a été testée à l'aide d'une analyse de variance (GLM) sur les rangs suivie d'une comparaison multiple sur les moyennes par le test SNK (SAS, 1999). Le test de Wilcoxon pour données paires (Gibbons, 1976) a été utilisé pour tester les différences de concentrations des pesticides entre la station située en zone agricole intensive et celle située en aval, c'est-à-dire à la sortie de la zone forestière.

Six variables sensibles aux perturbations du milieu ont servi à l'analyse des communautés benthiques : la variété taxonomique (Barbour *et al.*, 1999), l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Davies et Tsomides, 1997), l'indice EPT qui traduit le nombre d'éphémères, de plécoptères et de trichoptères, organismes sensibles à la pollution (Barbour *et al.*, 1999), l'indice biologique global normalisé (IBGN) (AFNOR, 1992) légèrement modifié par St-Onge (1999) pour le Québec, le ratio densité EPT/densité des chironomides (Plafkin *et al.*, 1989) et le pourcentage d'oligochètes (Corkum, 1990; Harding *et al.*, 1999). Les deux premières variables correspondent à des valeurs moyennes par substrat artificiel. Les indices EPT et IBGN tiennent compte des organismes récoltés par les substrats artificiels et dans les habitats naturels. Les deux

dernières variables ont été calculées sur l'ensemble des organismes récoltés par les substrats artificiels (annexe 1).

Ces six variables ont été intégrées en un indice composite benthique (ICB) (Pelletier, 2002) adapté de l'indice CNM de Rothrock *et al.* (1998). La valeur de l'indice composite correspond à la somme des valeurs normalisées de chacune des variables. Les valeurs positivement associées à un écosystème en santé sont normalisées en les divisant par le maximum atteint pour le ruisseau. Pour les variables négativement associées à un écosystème en santé comme le pourcentage d'oligochètes, la réciproque $(1-x)$ de la valeur est divisée par le maximum des valeurs réciproques. La valeur maximum que peut prendre l'indice composite est de six unités (meilleure condition). Ainsi, la valeur la plus élevée devient la valeur de référence à atteindre pour les autres stations du ruisseau en matière de récupération écosystémique. Cet indice n'est toutefois valide que si le tronçon de rivière étudié, comme dans le cas présent, est situé dans une même écorégion avec des macrohabitats relativement similaires d'une station à l'autre, principalement en ce qui concerne le type d'écoulement (lentic ou lotique). Tout changement majeur de typologie implique des changements dans la composition des communautés biologiques (Rabeni et Doisy, 2000) dont il faut tenir compte par le calcul d'un nouvel indice composite approprié à ce nouveau milieu.

Les variables retenues pour évaluer l'impact de l'agriculture sur les communautés piscicoles du ruisseau Saint-Georges sont présentées au tableau 1. Trois concernent la composition et l'abondance, deux l'organisation trophique et une la condition des poissons.

Tableau 1 Critères et cotes associés aux variables des communautés ichtyologiques qui composent l'indice d'intégrité biotique du ruisseau Saint-Georges

Variables	Cote		
	Excellente 5	Moyenne 3	Faible 1
Composition et abondance			
1. Biomasse (g)	≤ 165	166-329	≥ 330
2. Nombre d'espèces	≥ 6	3-5	≤ 2
3. Abondance relative des espèces tolérantes	≤ 33 %	34-67 %	≥ 68 %
Organisation trophique			
4. Abondance relative des omnivores	≤ 18 %	19-36 %	≥ 37 %
5. Abondance relative des insectivores	≥ 63 %	32-62 %	≤ 31 %
Condition des poissons			
6. Proportion des poissons avec des anomalies de type DELT	0-2 %	2,1-5 %	≥ 5,1 %

Les valeurs obtenues pour ces variables ont servi au calcul d'un indice d'intégrité biotique (IIB) initialement développé par Karr (1981, 1987, 1991). Par la suite, la communauté scientifique a modifié plusieurs fois cet indice pour tenir compte des particularités régionales de la faune piscicole étudiée aux États-Unis (Barbour *et al.*, 1999), au Canada (Steedman, 1988) et ailleurs dans le monde (Hughes et Obedorff, 1999). Richard (1994, 1996) avait déjà développé pour le Québec, un indice IIB adapté surtout aux grandes rivières (ordre ≥ 3) des basses-terres du Saint-Laurent. Toutefois, comme cet indice incluait la densité relative des espèces piscivores, le

nombre d'espèces intolérantes et le nombre d'espèces de catostomidés, il était inadapté à l'étude des rivières de tête de bassin où ces espèces sont souvent naturellement absentes, soit à cause de la taille de la rivière ou d'une instabilité environnementale inhérente à ces milieux (Fausch *et al.*, 1984; Leonard et Orth, 1986; Osborne *et al.*, 1992; Richard, 1994). À l'instar de l'étude de Barbour *et al.* (1999), la biomasse, le nombre d'espèces et l'abondance relative des espèces tolérantes ont servi de variables de remplacement. La biomasse est exprimée en BUE (biomasse par unité d'effort) et traduit la biomasse totale (g) prélevée par minute de pêche. La tolérance relative des espèces à la pollution et leur niveau trophique, informations nécessaires au calcul de l'indice, sont en grande partie tirés de Barbour *et al.* (1999) (annexe 2).

Ces auteurs considèrent le naseux des rapides comme intolérant à la pollution. Toutefois, le niveau de tolérance « intermédiaire » retenu par Plafkin *et al.* (1989), Halliwell *et al.* (1999) et jusqu'ici utilisé pour le Québec (Saint-Jacques et Richard, 2002), nous semblait plus réaliste. Wohl et Carline (1996) démontrent également que l'espèce est abondante dans le ruisseau Slab Cabin en Pennsylvanie, cours d'eau fortement altéré par l'agriculture. Barbour *et al.* (1999) classifient le mulot perlé et l'épinoche à cinq épines comme intermédiaire. Ils seront classifiés comme tolérants à la pollution, car la distribution spatiale de leur densité dans le ruisseau Saint-Georges est similaire à celle du meunier noir et du mulot à cornes, deux espèces largement reconnues comme tolérantes à la pollution (Barbour *et al.*, 1999). Pour l'épinoche à cinq épines, cette classification s'appuie également sur les travaux de Harper et Cloutier (1991) qui indiquent, qu'au Québec, l'espèce abonde dans le ruisseau des Anges dont la qualité de l'eau est très affectée par l'agriculture. De plus, Klinger *et al.* (1982) ont démontré que l'espèce peut survivre dans des milieux fortement anoxiques, phénomène courant dans les ruisseaux qui drainent des terres agricoles (Smale et Rabeni, 1995).

Pour calculer l'indice, la valeur de chaque variable est comparée à des critères de référence. Une cote de 5, 3, ou 1 point, est accordée respectivement si la valeur ressemble, diffère légèrement ou diffère largement de celle attendue pour un cours d'eau naturel, de taille similaire et situé dans une même région géographique. La valeur de l'IIB correspond à la somme des cotes de l'ensemble des variables d'une station. Elle sera multipliée par deux afin d'être comparable à l'indice initial de Karr *et al.* (1986) qui était composé de 12 variables. En l'absence de ruisseau témoin, pour la majorité des variables, les bornes des critères de référence sont définies par division tripartite de la distribution des valeurs situées en deçà du centile 95 (Barbour *et al.*, 1999). Les valeurs obtenues aux stations 23,0, 3,0 et 1,6 n'ont pas été incluses dans ce calcul. Les communautés piscicoles à ces stations situées aux extrémités amont (station 23,0) et aval (station 3,0 et 1,6) du ruisseau ne sont pas représentatives des autres stations. La station 23,0, avec une seule espèce, correspond à une communauté trop peu diversifiée engendrée possiblement par des conditions extrêmes de cette portion du ruisseau, conditions souvent rencontrées à la limite amont d'un bassin (Paller, 1994). La diversité élevée aux stations 3,0 et 1,6 résulte d'une invasion des espèces en provenance de la rivière L'Assomption dont la communauté est naturellement plus riche (Richard, 1994). Cet enrichissement à la confluence de cours d'eau de tailles différentes est un phénomène bien connu (Paller, 1994; Roper et Scarnecchia, 2001). Les critères de références associés à la variable DELT sont ceux définis par Karr (1991). Comme ils varient très peu ou pas d'un auteur à l'autre (Gammon, 1995; Stauffer *et al.*, 2000; Stewart *et al.*, 2001), ils n'ont donc pas été modifiés.

Le pourcentage d'utilisation du sol par l'urbain, l'agriculture et la forêt a été évalué pour l'ensemble du bassin versant situé en amont de chaque station d'échantillonnage (Allan *et al.*, 1997; Walser et Bart, 1999) des communautés biologiques. Les résultats ont été générés par le logiciel Arc View à partir des images Landsat 1996 classifiées par le ministère de l'Agriculture, des Pêches et de l'Alimentation du Québec (MAPAQ). Les relations entre le pourcentage de la superficie occupée par l'agriculture en amont de chaque station d'échantillonnage biologique, les paramètres d'habitat et des communautés benthiques et piscicoles ont été faites par l'analyse de corrélation de Spearman.

RÉSULTATS

Habitats

Le ruisseau Saint-Georges, petit cours d'eau de premier et deuxième ordre situé à basse altitude ($\leq 58,4$ m), a un profil d'écoulement lentique sur l'ensemble de son parcours (tableau 2). La transparence de l'eau varie de moyenne à faible et l'hétérogénéité du substrat est relativement similaire de l'amont vers l'aval. La partie amont du ruisseau (stations 23,0 à 15,2) draine un bassin versant occupé à 86 % par l'agriculture (maïs, céréales, foin, pâturages). La végétation des rives est principalement constituée de cultures de graminées, de fourrages et d'herbacées naturelles. L'érosion est faible et l'IQBR varie entre 40 et 62 unités. Le lit du ruisseau, composé surtout d'argile et de limon, est recouvert entre 20 et 50 % par les macrophytes. De la station 13,2 à la station 5,5, le ruisseau traverse un territoire presque entièrement occupé par une forêt de conifères et de feuillus. Les strates arborescente et herbacée dominent alors les rives qui montrent souvent des signes d'érosion possiblement à cause de la texture sableuse du sol. Les valeurs de l'IQBR oscillent entre 75 et 88 unités et sont les plus élevées du bassin. Le sable et le gravier constituent l'essentiel du lit du cours d'eau dont le recouvrement par les macrophytes est très variable (0 % à 20 %). De la station 5,5 à l'embouchure, le ruisseau traverse de nouveau une zone agricole, mais garde des caractéristiques d'habitat aquatique et riverain similaires à celles de la zone forestière amont.

Pour l'ensemble des stations d'échantillonnage, il existe une corrélation négative entre l'indice de qualité des bandes riveraines (IQBR), le pourcentage du territoire occupé par l'agriculture ($r = -0,80$, $p = 0,002$) et l'abondance des macrophytes ($r = -0,86$, $p < 0,001$). De plus, l'IQBR est positivement corrélé au pourcentage de recouvrement du ruisseau par le couvert forestier ($r = 0,74$, $p = 0,006$).

Qualité physico-chimique de l'eau

Paramètres physico-chimiques

Le phosphore total, le phosphore dissous, la conductivité, l'azote ammoniacal et les coliformes fécaux affichent des valeurs moyennes nettement plus élevées en zone agricole amont (station 19,3 et 14,7) qu'en partie aval du bassin (station 5,5 et 1,6). À l'exception des coliformes fécaux, ces différences sont statistiquement significatives. En amont, le phosphore total dépasse plus de 13 fois le critère de protection de la vie aquatique des effets indirects de

Tableau 2 Caractéristiques des habitats pour chacune des stations d'échantillonnage des communautés biologiques du ruisseau Saint-Georges (1998)

Station	Altitude (m)	Pente (m/km)	Largeur moyenne (m)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Abondance des macrophytes (%)	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat	Couvert forestier ¹ (%)	Érosion des rives	Végétation des rives	IQBR	Superficie du sous-bassin versant (km ²)	Occupation du sol (%)		
															Urbain	agriculture	forêt
23,0	58,4	1,9	2,0	1,00	lente	moyenne	25	argile-limon	0,469	0	nulle	herbacée, culture	39,5	3,25	8,26	80,91	6,82
19,9	52,5	1,9	2,0	0,80	lente-moderée	moyenne	20	argile-limon	1,192	5	faible	culture, fourrage	39,6	6,44	4,77	88,07	4,55
17,0	48,4	1	5,0	0,80	lente	moyenne	50	argile-limon	0,748	15	faible	herbacée, fourrage	54,0	11,06	6,89	87,91	2,91
15,2	46,5	1	3,0	0,80	lente	moyenne	35	argile-limon	1,417	10	faible	herbacée	61,8	12,51	6,88	85,65	5,10
13,2	44,5	1	4,0	1,00	lente	faible	15	sable-gravier	1,353	40	faible-moyenne	herbacée	74,5	16,59	5,67	75,11	16,88
12,5	44,0	1	3,0	1,20	lente	faible	5	sable-gravier	0,811	60	moyenne	arbres	86,3	17,51	5,44	71,30	20,99
11,2	42,5	1	4,0	1,50	lente	faible	20	argile-limon/sable-gravier	1,000	0	nulle	herbacée	68,8	18,62	5,11	67,03	25,71
9,5	40,8	1	6,0	1,50	lente	moyenne	5	sable-gravier	0,811	20	faible-moyenne	arbres	86,5	20,47	4,72	61,22	32,00
8,0	37,0	4,2	5,0	1,00	lente	moyenne	20	sable-gravier	0,811	15	moyenne	herbacée, arbres	78,7	21,31	4,53	58,80	34,67
5,5	27,3	3,2	3,0	0,35	lente	moyenne	0	sable-gravier	0,971	20	moyenne	arbres	87,5	23,89	4,07	52,55	41,57
3,0	19,2	3,7	4,0	0,60	lente	faible	0	argile-limon	1,437	15	faible-moyenne	arbres	80,3	27,55	3,58	53,09	41,65
1,6	14,0	3,7	6,0	1,00	lente	faible	5	sable-gravier	2,015	15	moyenne	herbacée, arbres	79,5	28,05	3,54	53,06	41,70

¹: au-dessus du plan d'eau

l'eutrophisation, établi à 0,03 mg/L (MEF, 1998). En aval, le critère est dépassé de plus de quatre fois. Les autres paramètres physico-chimiques ne montrent pas dans l'ensemble de gradients marqués et significatifs entre ces deux zones comme le démontre l'analyse statistique (tableau 3). Toutefois, à toutes les stations, les eaux sont considérées comme très enrichies en azote total avec des concentrations supérieures au seuil 1 mg/L (CCMRE, 1987; rév. 1992). Partout, les valeurs de chlorophylle totale (chlorophylle A active + phéophytine) sont supérieures au seuil de 8,8 mg/m³ au-dessus duquel les eaux sont considérées comme eutrophes (Vollenweider *et al.*, 1974).

Pesticides

On a détecté dix-sept pesticides dans le ruisseau Saint-Georges : 15 herbicides, un insecticide et un fongicide (tableau 4). Les herbicides détectés le plus souvent et en plus forte concentration sont l'atrazine, le métolachlore, le bentazone, le dicamba, le 2,4-D et le MCPA. Les plus fortes concentrations se produisent en mai et juin et sont synchrones avec les événements de pluie intense (figure 2). En juillet et août, les concentrations sont très faibles. En deux occasions, les concentrations d'atrazine et de MCPA dépassent les critères de qualité de l'eau établis pour le respect de la vie aquatique. Le critère est fixé à 2 µg/L pour l'atrazine et à 2,6 µg/L pour le MCPA (MEF, 1998). Les concentrations de MCPA mesurées résultent possiblement de mauvaises pratiques d'utilisation au champ de pesticides (rejets involontaires lors de la préparation de la bouillie, élimination du restant de bouillie près ou dans le cours d'eau, etc.) ou d'une utilisation incorrecte du produit près du ruisseau, puisque la valeur de 42 mg/L mesurée en mai dépasse de plus de 16 000 fois le critère. La présence d'insecticides et de fongicides est très occasionnelle. Seuls l'insecticide carbaryl et le fongicide myclobutanil ont été détectés en très faible concentration à une ou deux reprises.

Des 17 pesticides qu'on a détectés dans la zone agricole amont (station 14,7), 13 l'ont été à la sortie de la zone forestière (station 5,5) et, sauf pour l'atrazine, à des concentrations plus faibles qu'en zone amont. Les différences de concentration entre les deux secteurs sont significatives pour sept herbicides. Toutefois, pour les huit produits le plus souvent détectés ($\geq 25\%$), les différences entre les deux zones ne sont significatives que pour le dééthyl-atrazine et le 2,4-D (tableau 4).

Communautés benthiques

L'ensemble des organismes benthiques récoltés dans le ruisseau Saint-Georges est présenté à l'annexe 1. Ils sont répartis à l'intérieur de 94 taxons. Les insectes sont les mieux représentés avec 19 taxons chez les diptères, 12 chez les coléoptères, 11 chez les éphémères ainsi que chez les trichoptères, 8 chez les hémiptères et 5 chez les odonates. Les autres groupes les mieux représentés sont les gastéropodes et les sangsues avec chacun 6 taxons.

La variété taxonomique, l'indice EPT, le rapport EPT/chironomides, l'indice de diversité de Shannon et l'IBGN augmentent de l'amont vers l'aval du ruisseau (figure 3). Les valeurs les plus faibles se retrouvent habituellement en zone agricole amont et les plus élevées en zone forestière. À l'exception de l'indice de diversité de Shannon, ces variables sont négativement corrélées au pourcentage de la superficie du bassin versant occupé par l'agriculture (tableau 5). Le

Tableau 3 Valeurs moyennes (± 1 écart-type) et analyse statistique des différences de concentration des paramètres physico-chimiques entre quatre stations du ruisseau Saint-Georges (1998)

Paramètres	station				nombre de répliqués	test statistique Student-Newman-Keuls ^c
	19,3	14,7	5,5	1,6		
Conductivité ($\mu\text{S}/\text{cm}$)	745,0 (185,6)	661,7 (120,6)	397,5 (49,3)	414,0 (42,1)	6	19,3(A) 14,7(A) 1,6(B) 5,5(B)
Turbidité (UNT)	5,6 (3,5)	5,0 (1,6)	8,5 (9,7)	26,7 (10,5)	6	1,6(A) 5,5(B) 19,3(B) 14,7(B)
Température ($^{\circ}\text{C}$)	17,8 (6,9)	15,7 (5,0)	17,4 (6,1)	17,4 (5,8)	6	19,3(A) 5,5(A) 1,6(A) 14,7(A)
Coliformes fécaux (ba/100 ml)	1537 (2238)	995 (635)	513 (686)	349 (324)	6	14,7(A) 19,3(A) 5,5(A) 1,6(A)
DBO ₅ (mg/L O ₂)	1,5 (0,8)	1,3 (0,7)	1,2 (0,4)	1,0 (0,0)	6	19,3(A) 14,7(A) 5,5(A) 1,6(A)
pH	8,0 (7,8-8,4)	7,8 (7,7-7,9)	8,0 (7,7-8,4)	8,1 (8,0-8,3)	6	14,7(A) 5,5(A) 19,3(A) 1,6(A)
Oxygène dissous (mg/L O ₂)	10,6 (4,7)	7,5 (1,1)	8,2 (3,7)	10,0 (0,9)	6 ^a	1,6(A) 19,3(A) 5,5(A) 14,7(A)
Phosphore total dissous (mg/L P)	0,433 (0,319)	0,323 (0,214)	0,079 (0,018)	0,081 (0,020)	6	19,3(A) 14,7(A) 1,6(B) 5,5(B)
Phosphore total en suspension (mg/L P)	0,034 (0,010)	0,102 (0,065)	0,043 (0,024)	0,070 (0,022)	5 ^b	14,7(A) 1,6(A) 5,5(B) 19,3(B)
Phosphore total (mg/L P)	0,467 (0,321)	0,410 (0,300)	0,122 (0,043)	0,153 (0,041)	5 ^b	14,7(A) 19,3(A) 1,6(A,B) 5,5(B)
Azote ammoniacal (mg/L N)	0,11 (0,06)	0,15 (0,07)	0,07 (0,07)	0,06 (0,06)	6	14,7(A) 19,3(A,B) 5,5(A,B) 1,6(B)
Nitrates+Nitrites (mg/L N)	2,20 (3,50)	3,06 (4,88)	2,13 (4,74)	2,06 (4,38)	6	14,7(A) 19,3(A) 1,6(A) 5,5(A)
Azote total filtré (mg/L N)	2,63 (3,31)	3,40 (4,71)	2,43 (4,69)	2,38 (4,42)	6	14,7(A) 19,3(A) 1,6(A) 5,5(A)
Carbone organique dissous (mg/L)	5,4 (1,7)	4,9 (2,1)	5,9 (0,9)	6,2 (0,9)	6	1,6(A) 5,5(A) 19,3(A) 14,7(A)
Solides en suspension (mg/L)	28 (50)	10 (6)	11 (12)	30 (14)	6	1,6(A) 19,3(A,B) 14,7(A,B) 5,5(B)
Chlorophylle A active (mg/m ³)	6,63 (4,04)	8,38 (6,64)	8,88 (5,28)	9,68 (8,39)	6	5,5(A) 1,6(A) 14,7(A) 19,3(A)
Phéophytine (mg/m ³)	3,57 (1,85)	3,90 (1,91)	1,95 (2,05)	2,91 (1,94)	6	19,3(A) 14,7(A) 1,6(A) 5,5(A)

^a : exception de la station 19,3 qui a 5 répliqués

^b : exception de la station 19,3 qui a 6 répliqués

^c : les stations avec les mêmes lettres n'ont pas des valeurs de concentration significativement différentes

Tableau 4 Fréquence de détection, moyennes (± 1 écart-type) et analyse statistique de la différence des concentrations de pesticides entre la station située en zone agricole intensive et celle située à la sortie de la zone forestière du ruisseau Saint-Georges (1998)

Pesticides	Zone agricole amont		Zone forestière		Test de Wilcoxon données appariées (<i>p</i>)
	station 14,7		station 5,5		
	Fréquence de détection %	Concentration ($\mu\text{g/L}$) Moyenne (n=40)	Fréquence de détection %	Concentration ($\mu\text{g/L}$) Moyenne (n=40)	
Herbicides					
<i>Dééthyl-atrazine</i> ¹	100,0	0,146 (0,094)	100,0	0,107 (0,139)	< 0,0001
Atrazine	100,0	0,204 (0,413)	85,0	0,211 (0,626)	0,30
Métolachlore	97,5	0,307 (0,714)	95,0	0,181 (0,294)	0,70
Bentazone	97,5	2,065 (5,344)	87,5	0,932 (1,883)	0,40
2,4-D	85,0	0,057 (0,084)	67,5	0,029 (0,041)	<0,01
Dicamba	52,5	0,108 (0,324)	37,5	0,038 (0,149)	0,29
<i>Déisopropyl-atrazine</i> ¹	42,5	0,019 (0,029)	30,0	0,018 (0,055)	0,24
MCPA	30,0	1050,1 (6640,7)	25,0	0,133 (0,742)	0,34
Linuron	22,5	0,055 (0,132)	7,5	0,008 (0,029)	0,04
EPTC	20,0	0,003 (0,008)	5,0	0,001 (0,006)	0,03
2,4-DB	20,0	0,015 (0,038)	2,5	0 (0,004)	0,01
Mécoprop	17,5	0,007 (0,017)	10,0	0,006 (0,029)	0,43
Bromoxynil	17,5	0,011 (0,029)	2,5	0 (0,002)	0,02
Diuron	15,0	0,025 (0,074)	0,0	0 (0)	0,03
Métribuzine	10,0	0,006 (0,019)	5,0	0,002 (0,011)	0,31
Diméthénamide	5,0	0,005 (0,020)	5,0	0,003 (0,016)	1,00
MCPB	5,0	0,003 (0,013)	0,0	0 (0)	0,50
Insecticide					
Carbaryl	2,5	0,002 (0,011)	0,0	0 (0)	1,00
Fongicide					
Myclobutanil	5,0	0,002 (0,007)	0,0	0 (0)	0,50

¹: Produit de dégradation de l'atrazine

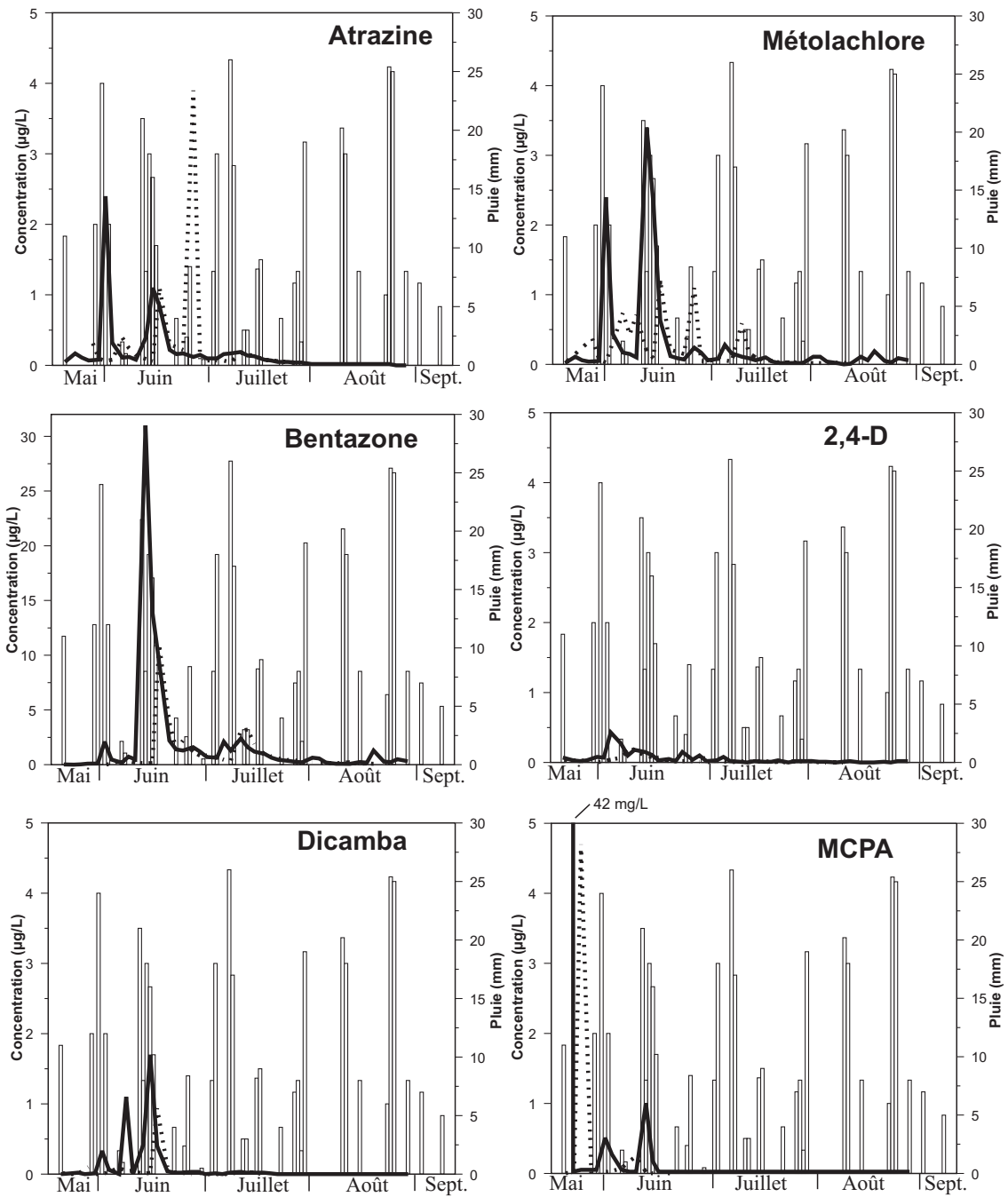


Figure 2 Concentrations d'herbicides à forte concentration dans le ruisseau Saint-Georges aux stations 14,7 (— zone agricole amont) et 5,5 (..... zone forestière) et les précipitations enregistrées (1998)

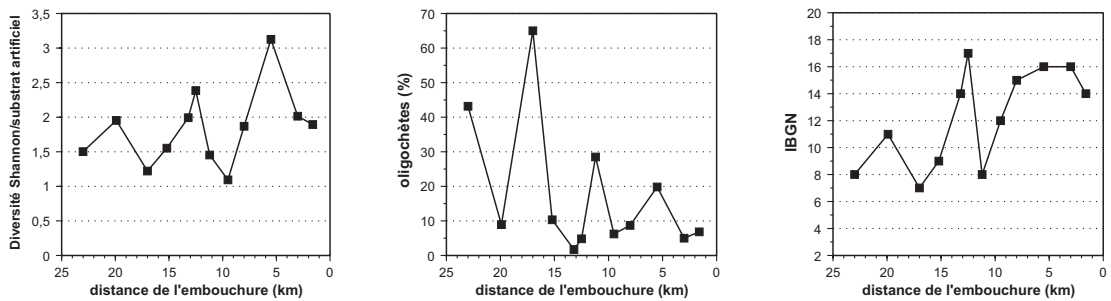
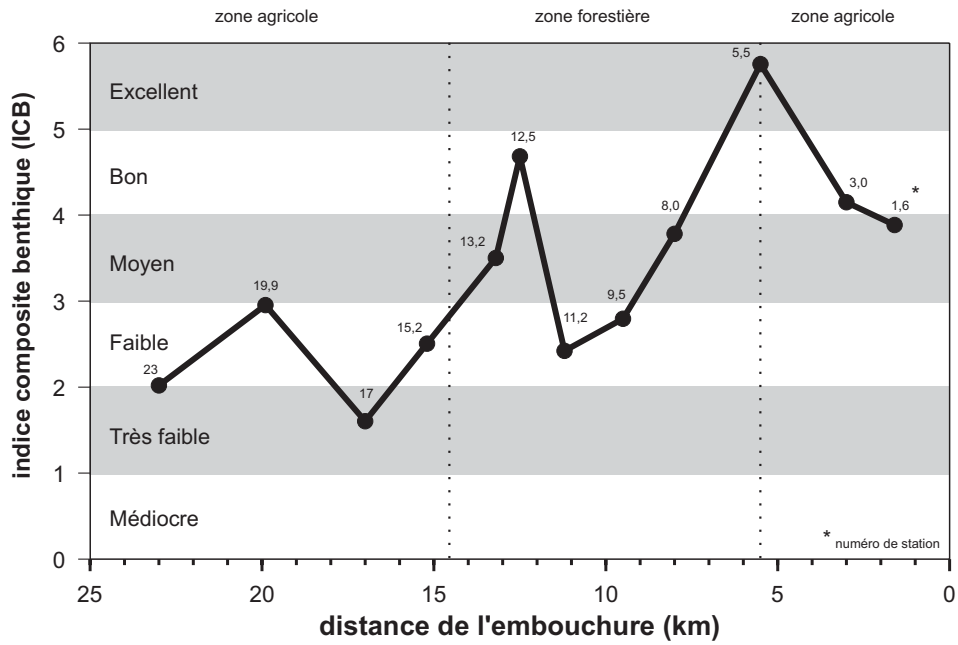
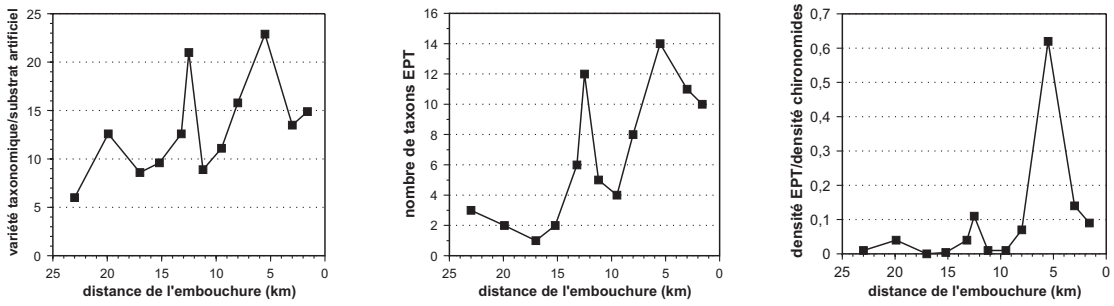


Figure 3 Variation spatiale de l'indice composite benthique (ICB) du ruisseau Saint-Georges et de ses composantes (1998)

Tableau 5 Corrélations non paramétriques significatives (r de Spearman) entre le pourcentage de la superficie du bassin versant occupé par l'agriculture et des paramètres des communautés piscicoles et benthiques pour l'ensemble des stations d'échantillonnages biologiques du ruisseau Saint-Georges (1998)

Benthos				Poisson			
Facteur 1	Facteur 2	r	p	Facteur 1	Facteur 2	r	p
Agriculture (%)	ICB	-0,69	0,01	Agriculture (%)	IIB	-0,60	0,04
	Variété taxonomique	-0,64	0,02		Espèces tolérantes (densité relative)	0,71	0,01
	EPT	-0,83	0,0008		Espèces tolérantes (biomasse relative)	0,60	0,04
	EPT/chironomides	-0,71	0,009		DELT (%)	0,93	<0,0001
	IBGN	-0,64	0,02		Érosion des nageoires (%)	0,90	<0,0001
	Ephemeroptera ¹	-0,68	0,01		Points noirs (%)	-0,64	0,03
	Caenidae ¹	-0,60	0,04		Épinoche à cinq épines (PUE)	0,93	<0,0001
	Leptophlebiidae ¹	-0,79	0,002		Épinoche à cinq épines (BUE)	0,96	<0,0001
	Trichoptera ¹	-0,67	0,02		Mulet perlé (PUE)	0,65	0,02
	Polycentropodidae ¹	-0,68	0,02		Mulet perlé (BUE)	0,71	0,01
	Haliplidae ¹	0,71	0,01		Tête-de-boule (PUE)	0,67	0,02
	Empididae ¹	-0,72	0,008		Tête-de-boule (BUE)	0,70	0,01
	Gastropoda ¹	-0,87	0,0003				
	Ancylidae ¹	-0,85	0,0004				
	Asellidae ¹	0,66	0,02				
	Acari ¹	-0,58	0,05				
	Hirudinae ¹	0,84	0,001				
	Glossiphoniidae ¹	0,77	0,003				
Hirudinidae ¹	0,69	0,01					

¹: nombre d'organismes par substrat artificiel

PUE : nombre de captures (prises) par minute de pêche (unité d'effort)

BUE : biomasse prélevée par minute de pêche (unité d'effort)

pourcentage d'oligochètes suit une évolution spatiale inverse avec les plus forts pourcentages en zone agricole amont. Cependant, il n'y a pas de relation significative entre cette variable et l'occupation du territoire par l'agriculture. L'indice ICB, qui intègre l'ensemble des variables précédentes, varie de faible à très faible en zone agricole amont, de faible à excellent en zone forestière et de bon à moyen dans la zone agricole aval. Il est négativement corrélé au pourcentage de l'occupation du sol par l'agriculture. Les deux cotes faibles de l'indice ICB en milieu forestier sont en aval d'une zone occupée par des chalets.

En ce qui concerne les grands groupes taxonomiques et certaines de leurs familles, la densité des éphémères (Caenidae, Leptophlebiidae), des trichoptères (Polycentropodidae), des gastéropodes (Ancylidae), des hydracariens (acari) et des Empididae (diptère) est négativement corrélée à la superficie relative du bassin versant occupée par l'agriculture (tableau 5). Inversement, la corrélation est positive chez les coléoptères (Haliplidae), les isopodes (Asellidae) et les hirudinae (sangues) (Glossiphoniidae, Hirudinidae).

Communautés piscicoles

Seize espèces de poissons ont été capturés dans le ruisseau Saint-Georges dont dix appartiennent à la famille des Cyprinidae (annexe 2). L'épinoche à cinq épines, le mullet à cornes, le meunier noir et l'omisco ont les plus larges distributions spatiales. L'épinoche à cinq épines, l'omisco et le mullet perlé totalisent 63 % de la densité relative. Le meunier noir, le mullet à cornes et le mullet perlé représentent 77 % de la biomasse relative (annexe 2).

La figure 4 présente la variation spatiale de l'indice IIB et de ses composantes. Les espèces tolérantes à la pollution dominent complètement le milieu en zone agricole amont. Par la suite, leur densité diminue progressivement vers l'embouchure du ruisseau (figure 4). Leur abondance, exprimée en terme de densité ou de biomasse relative, est positivement corrélée au pourcentage

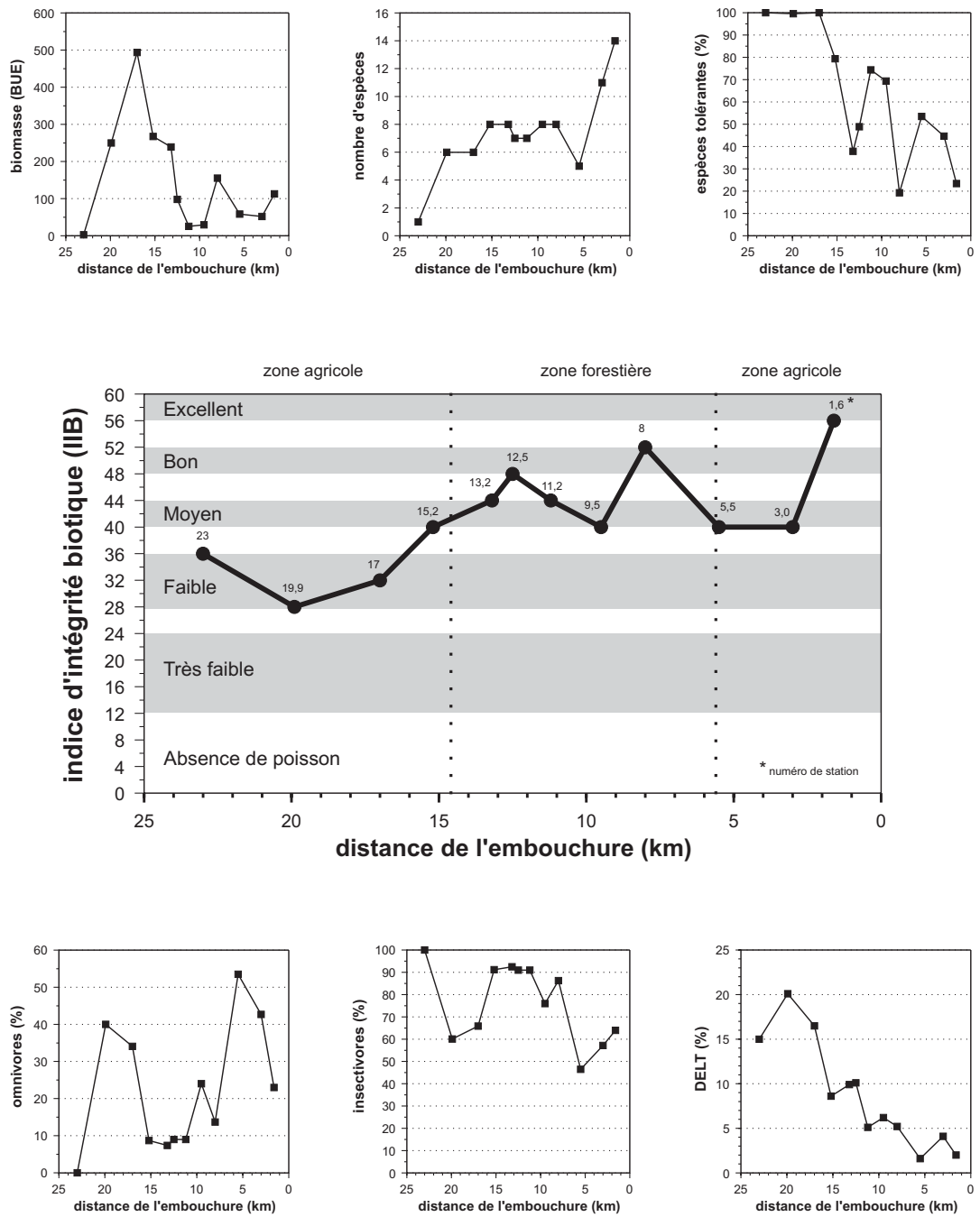


Figure 4 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) du ruisseau Saint-Georges et de ses composantes (1998)

de la superficie du bassin versant occupé par l'agriculture (tableau 5). Il en va de même pour la densité ou la biomasse relative de trois de leurs représentants soit : l'épinoche à cinq épines, le mullet perlé et le tête-de-boule (tableau 5). Le pourcentage de la communauté affectée par des anomalies de type DELT atteint des valeurs aussi élevées que 20 % en zone agricole amont. Ce taux d'anomalie diminue progressivement vers l'aval pour atteindre des valeurs variant entre 2 et 4 % vers l'embouchure (figure 4). Les espèces les plus atteintes sont l'ombre de vase (47 %), le meunier noir (22 %), le tête-de-boule (19 %), le mullet à cornes (16 %), le naseux des rapides (13 %) et le mullet perlé (13 %). L'érosion des nageoires constitue l'essentiel des anomalies de type DELT. D'ailleurs, il existe de très fortes corrélations positives entre l'incidence de ce type d'anomalies, l'indice DELT et le pourcentage de l'occupation du sol par l'agriculture (tableau 5). La maladie des points noirs (trématode parasite) suit une relation significative inverse (tableau 5). Les autres variables présentées à la figure 4 ne sont pas corrélées à l'agriculture. Toutefois, la densité relative des omnivores tend à être plus élevée en zone agricole amont et aval qu'en milieu forestier. L'inverse est observé pour les insectivores. La biomasse totale de poissons (BUE) est très élevée en zone agricole amont et diminue fortement vers l'embouchure. Le nombre d'espèces est à peu près constant sur tout le parcours du ruisseau exceptions faites de la station située à la tête du bassin et des deux stations de l'embouchure. L'indice d'intégrité biotique qui intègre en grande partie les informations précédentes augmente de l'amont vers l'aval du ruisseau Saint-Georges. Il varie de faible à moyen en zone agricole amont, de moyen à bon en zone forestière et de moyen à excellent en zone agricole aval. Il est négativement corrélé au pourcentage de l'occupation du sol par l'agriculture (tableau 5).

DISCUSSION

Le ruisseau Saint-Georges traverse deux zones distinctes : une zone amont presque complètement occupée par l'agriculture (maïs, céréales, foin, pâturages) et une zone aval dominée par la forêt (figure 1). Cette configuration nous permet de bien cerner l'effet de l'utilisation du territoire sur les communautés benthiques et piscicoles.

En zone agricole amont, la faible qualité des bandes riveraines (IQBR) (tableau 2), les fortes concentrations en phosphore (total et dissous), les valeurs parfois élevées en coliformes fécaux (tableau 3) et la présence de nombreux pesticides (tableau 4), phénomènes souvent liés à l'activité agricole (Cooper, 1993; Perry et Vanderklein, 1996; Saint-Jacques et Richard, 1998; Giroux, 2002), imposent un stress indéniable aux communautés benthiques et piscicoles du ruisseau Saint-Georges. Toutefois, lorsque le ruisseau traverse la zone forestière, un meilleur habitat riverain (tableau 2) associé à l'autoépuration de l'écosystème (tableaux 3, 4) favorise un retour à des communautés plus équilibrées comme l'indiquent les indices ICB (figure 3) et IIB (figure 4) et leurs composantes.

Les effets de l'agriculture sur les communautés benthiques du ruisseau Saint-Georges (figure 3) sont dans l'ensemble conformes aux données de la littérature. Les rivières des milieux agricoles ont souvent une variété taxonomique benthique plus faible que celles des milieux forestiers (Storey et Cowley, 1997; Townsend *et al.*, 1997; Brown et May, 2000; Cuffney *et al.*, 2000; Genito *et al.*, 2002). Les éphémères, les plécoptères et les trichoptères, groupes inhérents à l'indice EPT, sont toujours les plus affectés par l'agriculture tant en terme de densité que de

richesse taxonomique (Lenat et Crawford, 1994; Barton, 1996; Harding *et al.*, 1999; Scarsbrook et Halliday, 1999; Genito *et al.*, 2002). Les effets négatifs des activités agricoles sur les Leptophlebiidae (éphémère) sont connus (Corkum, 1990). D'après nos résultats, les Caenidae (éphémère) et les Polycentropodidae (trichoptère) semblent également être affectés (tableau 5). L'appauvrissement de la communauté benthique sous l'influence des activités agricoles serait, entre autres, causé par la disparition des substrats grossiers due à l'accumulation de sédiments fins provenant des terres cultivées (Menzel *et al.*, 1984; Richards *et al.*, 1993). D'ailleurs, l'argile et le limon sont les substrats dominants dans la partie agricole amont du ruisseau Saint-Georges alors que le sable et le gravier dominant en zone forestière (tableau 2).

Nos résultats confirment également la résistance des oligochètes (Corkum, 1990; Harding *et al.*, 1999) et des chironomides (Rothrock *et al.*, 1998; Scarsbrook et Halliday, 1999) à la pollution agricole (figure 3). Ceci se traduit souvent par un rapport EPT/chironomides plus faible en milieu agricole (Rothrock *et al.*, 1998; Sovell *et al.*, 2000). Ces deux groupes d'organismes, contrairement aux éphémères, trichoptères et plécoptères, sont des espèces fousseuses qui profitent des substrats mous des rivières qui drainent les terres agricoles (Menzel *et al.*, 1984; Townsend *et al.*, 1997). De plus, ces rivières sont souvent enrichies en matière organique comme le démontrent pour le ruisseau Saint-Georges les concentrations en azote ammoniacal (tableau 3). Les oligochètes et les chironomides sont alors avantagés, car ils sont reconnus pour leur résistance à la pollution organique (Loch *et al.*, 1996).

Les corrélations positives entre la densité des Haliplidae (coléoptère), des Asellidae (isopode), des sangsues (Hirudinae : Glossiphoniidae et Hirudinidae) et l'occupation du territoire par l'agriculture (tableau 5) confirment leur tolérance à la pollution (Barbour *et al.*, 1999). À l'inverse, l'analyse des corrélations indique que les mites d'eau (acari), les Empididae (diptère) et particulièrement les mollusques (Gastropoda : Ancyliidae) seraient intolérants à la pollution agricole. Toutefois, à l'exception des mites d'eau (Boulton *et al.*, 1997), ces résultats vont à l'encontre des résultats présentés dans la littérature où les Empididae (Barbour *et al.*, 1999) et principalement les gastéropodes (Barbour *et al.*, 1999; Griffith *et al.*, 2001; Collier *et al.*, 1997; Harding *et al.*, 1999) et leurs représentants de la famille des Ancyliidae (Mouthon et Charvet, 1999) affichent une tolérance élevée à la pollution agricole.

Ces études ont surtout porté sur des rivières qui drainent des pâturages où on trouve habituellement une pollution de type organique avec peu de substances potentiellement toxiques comme les pesticides qui pourraient agir directement sur le taux de survie des gastéropodes ou indirectement en inhibant la production de périphyton, leur principale source de nourriture (Buikema et Voshell, 1993; Graymore *et al.*, 2001). Seul ce dernier effet est documenté. L'atrazine à des concentrations se situant entre 1 et 5 µg/L, concentrations rencontrées occasionnellement dans le ruisseau Saint-Georges (figure 2), peut réduire la croissance des algues vertes (Ramirez Torres et O'Flaherty, 1976), inhiber partiellement la photosynthèse du phytoplancton (de Noyelles *et al.*, 1989; Lampert *et al.*, 1989), réduire la productivité primaire, la production d'oxygène dissous et la respiration des communautés aquatiques (Trotter *et al.*, 1990). Le MCPA peut également affecter la communauté d'algues. En laboratoire, Ménard (1992) a montré qu'à des concentrations de l'ordre de 2,2 mg/L, le MCPA diminue de 80 % la croissance de l'algue *Selenastrum capricornutum*. Or, elles ont atteint 42 mg/L en mai en amont du ruisseau (figure 2). L'altération des membranes cellulaires serait le mode d'action de cet herbicide sur les

algues. Toutefois, l'appauvrissement de la communauté de gastéropodes en amont du ruisseau Saint-Georges dû à l'action de ces deux herbicides sur la ressource alimentaire est peu probable, car les eaux du ruisseau Saint-Georges, avec des concentrations de chlorophylle totale au-dessus du seuil de 8,8 mg/L (tableau 3), sont considérées comme eutrophes (Vollenweider *et al.*, 1974), et ce, de l'amont vers l'aval.

Les herbicides peuvent également inhiber la croissance des macrophytes, habitat de broutage du périphyton par les gastéropodes, et indirectement limiter leur densité (Graymore *et al.*, 2001). Cette hypothèse ne peut également être retenue, car la superficie du lit du ruisseau recouvert par les macrophytes est plus élevée en zone agricole amont (20 à 50 %) qu'en zone forestière (5 à 20 %) (tableau 2). L'analyse de corrélations entre l'IQBR et le pourcentage de recouvrement du ruisseau par le couvert forestier ($r = 0,74$, $p = 0,006$) et l'IQBR et l'abondance des macrophytes ($r = -0,86$, $p < 0,001$) indiquent que c'est plutôt l'importance de la canopée au-dessus du plan d'eau qui limite la densité des macrophytes, les concentrations en phosphore ne pouvant être retenues comme facteur limitant de la production primaire (tableau 3).

L'autre voie à explorer demeure l'effet direct des pesticides sur les gastéropodes. Examinées individuellement, les concentrations des différents pesticides sont relativement faibles et ne sont pas considérées comme une menace pour les invertébrés aquatiques (MEF, 1998). À titre d'exemple, l'atrazine affecte le développement et le taux de survie des insectes aquatiques à des concentrations nettement supérieures à 20 et même 100 µg/L (Dewey, 1986; Davis *et al.*, 1994), concentrations jamais rencontrées dans le ruisseau Saint-Georges (figure 2). Toutefois, nous ne pouvons pas écarter l'hypothèse que le MCPA à des concentrations 42 mg/L n'ait pu directement tuer les gastéropodes. De plus, il n'est pas exclu que les différents pesticides puissent agir par synergie et avoir des effets additifs néfastes sur ces organismes. En dernier lieu, certains pesticides comme l'atrazine pourraient également s'accumuler dans les sédiments (Davies *et al.*, 1994) et finir par atteindre des concentrations non viables pour les organismes qui y sont inféodés, comme le suggèrent Graymore *et al.* (2001).

La présente étude met également en évidence les effets négatifs de l'agriculture intensive sur les communautés piscicoles, effets largement soulignés dans la littérature. L'augmentation de la biomasse en zone agricole est possiblement reliée à une plus forte productivité du milieu due aux apports importants de phosphore en provenance de terres cultivées (Gammon *et al.*, 1983). Toutefois, malgré une augmentation de la productivité, on assiste à un déséquilibre de la chaîne trophique. Tel que revu par Wichert et Rapport (1998), les espèces omnivores sont avantagées au détriment des insectivores (figure 4). Les omnivores sont des espèces opportunistes au large spectre alimentaire. En présence d'une faune benthique appauvrie, ils sont capables de se nourrir de débris, ce qui leur confère une grande tolérance à la pollution. Parmi ces espèces se trouvent souvent le meunier noir, le tête-de-boule et le mulot à cornes (annexe 2) (Frenzel et Swanson, 1996; Wohl et Carline, 1996). De plus, selon Stewart *et al.* (2001), ces espèces seraient favorisées par l'absence de bande riveraine forestière alors que les espèces plus sensibles comme les insectivores affectionnent les sites moins perturbés.

L'occurrence élevée des anomalies de type DELT (figure 4), en particulier l'érosion des nageoires et leurs fortes corrélations avec l'occupation du territoire par l'agriculture (tableau 5), sont les démonstrations les plus probantes des effets néfastes de l'agriculture intensive sur la

communauté piscicole du ruisseau Saint-Georges. En milieu agricole, ces anomalies n'ont été signalées qu'aux sites fortement contaminés par les pesticides ou situés à proximité des zones d'application (Yoder et Rankin 1995; Cuffney *et al.*, 2000). Le fort taux d'érosion des nageoires est un autre élément qui appuie la thèse d'une possible contamination des sédiments par les pesticides. Ce fait est largement documenté pour les milieux marins (Mearns et Sherwood, 1974; Sherwood et Mearns, 1977, Cross, 1985; Lindesjö et Thulin, 1990) où le contact des poissons avec des sédiments contaminés par des substances toxiques provoque la précipitation du mucus qui recouvre les nageoires. Privés de leur couche protectrice, ces organes sont par la suite envahis par des bactéries (*Aeromonas*, *Pseudomonas*, *Vibrio*), des champignons et des parasites qui provoquent la destruction des tissus (Mahoney *et al.*, 1973). En eaux douces, Reash et Berra (1989) retiennent également l'hypothèse des sédiments contaminés pour expliquer l'érosion des nageoires chez le meunier noir de la rivière Rocky Fork. Toutefois, nous ne pouvons exclure la possibilité qu'il existe un lien entre l'érosion des nageoires chez les poissons du ruisseau Saint-Georges et leur contact direct avec de l'eau contaminée par les pesticides, surtout lorsqu'on atteint des concentrations aussi élevées que pour le MCPA.

La corrélation négative de l'occurrence des points noirs (trématode parasite enkysté dans la chair des poissons) avec une augmentation des pressions agricoles (tableau 5) pourrait être une corrélation fortuite. Elle serait plutôt occasionnée par une baisse de densité des gastéropodes (Poulin, 1992; Lydy *et al.*, 2000), hôte intermédiaire de ces organismes. Une diminution de la fréquence des points noirs liée à une augmentation de la toxicité du milieu n'a jamais été démontrée. Au contraire, ils auraient même tendance à augmenter en milieu pollué (Steedman, 1991).

Globalement, la présente étude démontre que la baisse de l'intégrité écosystémique (ICB, IIB) du ruisseau Saint-Georges va de pair avec l'intensification de l'agriculture (tableau 5), observation de plus en plus documentée dans la littérature scientifique (Frenzel et Swanson, 1996; Allan *et al.*, 1997; Wang *et al.*, 1997; Cuffney *et al.*, 2000; Stewart *et al.*, 2001; Stauffer *et al.*, 2000; Lee *et al.*, 2001; Fitzpatrick *et al.*, 2001).

L'augmentation des indices IBGN, ICB et IIB lors du passage du ruisseau Saint-Georges de la zone agricole vers la zone boisée (figures 3, 4), augmentation négativement corrélée au développement agricole (tableau 5), témoigne de la capacité de récupération biologique des petites rivières lors de leur passage des milieux agricoles vers les milieux forestiers (Storey et Cowley, 1997; Scarsbrook et Halliday, 1999; de Crespin de Billy *et al.*, 2000). L'autoépuration chimique des eaux et les changements relatifs aux habitats aquatiques seraient responsables de cette récupération. Ces facteurs pourraient agir seuls ou en synergie.

L'autoépuration est perceptible sur le plan des baisses significatives de la conductivité et des concentrations en phosphore (tableau 3). Mis à part les baisses significatives de l'azote ammoniacal résultant possiblement d'une diminution des apports de matière organique en milieu forestier, les concentrations en nitrates et nitrites ainsi qu'en azote total demeurent à peu près constantes de l'amont vers l'aval du ruisseau. Tel que mentionné par Storey et Cowley (1997), l'assimilation de l'azote par les plantes aquatiques et les algues est moins efficace en milieu forestier à cause de l'ombre des arbres. Il en va de même pour l'assimilation du phosphore, mais

comme il est en partie fixé aux particules de sol, on doit s'attendre à des baisses de concentration lors de la sédimentation des particules en milieux forestiers.

La zone forestière n'est toutefois pas exempte des effets d'une forte charge en éléments nutritifs comme le phosphore. La station 11,2 située immédiatement en aval de chalets est couverte de lentilles d'eau sur plus d'une trentaine de mètres (données non présentées). En plus des rejets domestiques, leur prolifération est possiblement favorisée par l'absence de canopée au-dessus du plan d'eau à cette station (tableau 2) et par la présence d'un barrage de castors qui freine complètement la vitesse du courant. Sous ce couvert de plantes, le milieu peut devenir anoxique à cause de la faible turbulence et de la réduction de la diffusion de l'oxygène à partir de l'atmosphère. L'absence de lumière diminue également la photosynthèse, donc la production d'oxygène par les organismes autotrophes aquatiques. Les invertébrés et les poissons ne peuvent alors combler leurs besoins respiratoires. Leur biodiversité s'en trouve par conséquent fortement réduite (Miranda et Hodges, 2000). Ces facteurs expliqueraient les fortes baisses de la variété taxonomique, des indices EPT, Shannon, IBGN et ICB dans ce secteur (figure 3). Les poissons sont également affectés. L'indice IIB diminue et le milieu est dominé par les espèces tolérantes à la pollution (figure 4).

Les communautés biologiques pourraient également être avantagées par les baisses de concentrations de plusieurs pesticides en milieux forestiers (tableau 4). La dilution serait le principal facteur responsable des baisses de concentrations. En effet, malgré la faible vitesse du courant et le temps de parcours assez long entre les deux stations de mesure (environ 1,4 jours), il semble que l'ensemble des pesticides n'ait pas eu le temps de se dégrader sur la distance de 10 km qui sépare les deux stations échantillonnées. Même les produits qui se dégradent le plus rapidement (bentazone, EPTC, etc.) le font généralement en plus de 24 heures (British Crop Protection Council, 1987; MENV *et al.*, 2002). Les produits décelés ont une solubilité relativement élevée et un potentiel d'adsorption aux sédiments et particules en suspension plutôt limité. Seuls le linuron, le diuron et le MCPB présentent un potentiel plus élevé d'adsorption aux sédiments (MENV *et al.*, 2002). En plus de l'effet de dilution, ceci pourrait expliquer la différence significative observée entre les concentrations de linuron et de diuron mesurées à la station située en zone agricole amont par rapport à celles mesurées à la sortie de la zone forestière.

Une meilleure qualité des bandes riveraines dans la zone boisée du ruisseau Saint-Georges (tableau 2), due à l'importance de la strate arborescente, serait un autre élément qui expliquerait le retour de communautés benthiques (figure 3) et piscicoles (figure 4) plus équilibrées. Tout comme dans la présente étude, les cours d'eau à bandes riveraines boisées présentent souvent des indices d'intégrité biotique benthique (Saint-Jacques et Richard, 1998; Lammert et Allan, 1999) et piscicole plus élevés (Lammert et Allan, 1999; Stauffer *et al.*, 2000), un plus grand nombre d'organismes sensibles comme les EPT (Lammert et Allan, 1999) et un plus fort pourcentage de poissons insectivores (Stauffer *et al.*, 2000) que les cours d'eau à bandes riveraines dénudées d'arbres. Les branches, les troncs et les souches des arbres qui tombent à l'eau créent des habitats favorables aux communautés benthiques et piscicoles en augmentant la diversité et l'hétérogénéité du milieu (Benke *et al.*, 1985 ; Sedell *et al.*, 1990; Faush et Northcote, 1992). Saint-Jacques et Richard (1998) ont démontré que les cyprinidés insectivores sont particulièrement avantagés, car ils préfèrent les milieux complexes, et ce, tant en termes de vitesse de courants et

de couvert que de substrat (Schlosser et Ebel, 1989; Wood et Bain, 1995), milieux où leurs proies abondent (Townsend, 1989).

Dans le cas présent tout comme dans d'autres études (Hill, 1976; Marsh et Luey, 1982; Storey et Cowley, 1997; Scarsbrook et Halliday, 1999; de Crespin de Billy *et al.*, 2000), la présence de communautés biologiques en santé en aval de zones fortement impactées par l'agriculture démontre la grande résilience de ce type d'écosystème fluvial lorsqu'il traverse des zones intègres comme les milieux forestiers. Ces secteurs ou parties de rivières sont souvent les seuls refuges pour les espèces sensibles aux pressions anthropiques. Toutefois, ces milieux sont de plus en plus rares en zones rurales (FAPAQ, 2002, 2003). Il est donc particulièrement important de conserver ceux qui existent toujours afin de maintenir la diversité biologique des écosystèmes aquatiques qui traversent des zones d'agriculture intensive. En l'absence de forêt, la restauration des bandes riveraines pourrait agir comme mesure compensatrice et entraîner des bénéfices importants pour la qualité de la vie aquatique en milieu agricole.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

AFNOR, 1992. *Détermination de l'indice biologique global normalisé (IBGN)*, Essais des eaux, norme française, NFT90-350, 9p.

ALLAN, J.D., D.L. ERICKSON et J. FAY, 1997. *The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales*, *Freshwater Biology* 37 : 149-161.

BARBOUR, M.T., J. GERRITSEN, B.D. SNYDER et J.B. STRIBLING, 1999. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers : periphyton, benthic macroinvertebrates and fish*, second edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.

BARTON, D.R., 1996. *The use of percent model affinity to assess the effects of agriculture on benthic invertebrate communities in headwater streams of southern Ontario, Canada*, *Freshwater Biology* 36 : 397-410.

BELDEN, J.B. et M.J. LYDY, 2000. *Impact of atrazine on organophosphate insecticide toxicity*, *Environmental Toxicology and Chemistry* 19(9) : 2266-2274.

BENKE, A.C., R.L. HENRY, III, D.M. GILLESPIE et R.J. HUNTER, 1985. *Importance of snag habitat for animal production in Southeastern streams*, *Fisheries* 10(5) : 8-13.

BOULTON, A.J., M.R. SCARSBROOK, J.M. QUINN ET G.P. BURRELL, 1997. *Land-use effects on the hyporheic ecology of five small streams near Hamilton, New Zealand*, *New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research* 31 : 609-622.

BRITISH CROP PROTECTION COUNCIL, 1987. *The pesticide manual, a world compendium*, Eight edition, 1081 p.

BROWN, L.R. et J.T. MAY, 2000. *Macroinvertebrate assemblages on woody debris and their relations with environmental variables in the lower Sacramento and San Joaquin river drainages, California*, *Environmental Monitoring and Assessment* 64 : 311-329.

BUIKEMA Jr., A.L. et J.R. VOSHELL Jr., 1993. *Toxicity studies using freshwater benthic macroinvertebrates*, pages 344 à 398, dans D.M. Rosenberg et V.H. Resh (eds.), *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman & Hall, New York, 488 p.

CCMRE (CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT), 1987; rév. 1992. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Ottawa, Groupe de travail sur les recommandations pour la qualité des eaux, Environnement Canada.

COLLIER, K.J., B.J. SMITH et B.R. BAILLIE, 1997. *Summer light-trap catches of adult Trichoptera in hill-country catchments of contrasting land use, Waikato, New Zealand*, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 31 : 623-634.

COOPER, C.M., 1993. *Biological effects of agriculturally derived surface water pollutants on aquatic systems—A review*, J. Environ. Qual. 22 : 402-408.

CORKUM, L.D., 1990. *Intrabiome distributional patterns of lotic macroinvertebrate assemblages*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47 : 2147-2157.

CROSS, J.N., 1985. *Fin erosion among fishes collected near a southern California municipal wastewater outfall (1971-82)*, Fishery Bulletin 83(2) : 195-206.

CUFFNEY, T.F., M.R. MEADOR, S.D. PORTER et M.E. GURTZ, 2000. *Responses of physical, chemical, and biological indicators of water quality to a gradient of agricultural land use in the Yakima river basin, Washington*, Environmental Monitoring and Assessment 64 : 259-270.

DAVIES, P.E., L.S.J. COOK et J.L. BARTON, 1994. *Triazine herbicide contamination of Tasmanian streams : sources, concentrations and effects on biota*, Aust. J. Mar. Freshwater Res., 45 : 209-226.

DAVIES, S.P. et L. TSOMIDES, 1997. *Methods for biological sampling and analysis of Maine's inland water*, Maine Department of Environmental Protection, Bureau of Land and Water Quality, Division of Environmental Assessment, Augusta, Maine 04333, 29 p.

DE CRESPIN DE BILLY, V., P. REYES-MARCHANT, N. LAIR et B. VALADAS, 2000. *Impact of agricultural practices on a small headwater stream : terrestrial and aquatic characteristics and self-purifying processes*, Hydrobiologia 421 : 129-139.

DENEER, J.W., 2000. *Toxicity of mixtures of pesticides in aquatic systems*, Pest Management Science 56 : 516-520.

DE NOYELLES, F., W.D. KETTLE, C.H. FROMM, M.F. MOFFETT et S.L. DEWEY, 1989. *Use of experimental ponds to assess the effects of a pesticide on the aquatic environment, dans Using mesocosms to assess the aquatic ecological risk of pesticides : Theory and practice*, J. Reese Voshell Jr.

DEWEY, S.L., 1986. *Effects of the herbicide atrazine on aquatic insect community structure and emergence*, Ecology 67(1) : 148-162.

FAPAQ (Société de la Faune et des Parcs du Québec), 2002. *Rapport sur les impacts de la production porcine sur la faune et ses habitats*. Vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune, 72 pages.

FAPAQ (Société de la Faune et des Parcs du Québec), 2003. *Intégration des besoins de la faune et de ses habitats dans un modèle de développement durable de la production porcine au Québec*, Mémoire présenté au Bureau d'audiences publiques sur l'environnement, Vice-présidence au développement et à l'aménagement de la faune, 15 pages et 1 annexe.

FAUST, M., R. ALTENBURGER, T. BACKHAUS, W. BÔDEKER, M. SCHOLZE et L.H. GRIMME, 2000. *Predictive assessment of the aquatic toxicity of multiple chemical mixtures*, J. Environ. Qual. 29 : 1063-1068.

FAUST, M., R. ALTENBURGER, W. BOEDEKER et L.H. GRIMME, 1994. *Algal toxicity of binary combinations of pesticides*, Bull. Environ. Contam. Toxicol. 53 : 134-141.

FAUSCH, K.D., J.R. KARR, et P.R. YANT, 1984. *Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities*, Trans. Amer. Fish. Soc. 113 : 39-55.

FAUSCH, K.D. et T.G. NORTHCOTE, 1992. *Large woody debris and salmonid habitat in a small coastal British Columbia stream*, Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences 49 : 682-693.

FITZPATRICK, F.A., B.C. SCUDDER, B.N. LENZ et D.J. SULLIVAN, 2001. *Effects of multi-scale environmental characteristics on agricultural stream biota in eastern Wisconsin*, Journal of the American Water Resources Association 37(6) : 1489-1507.

FRENZEL, S.A. et R.B. SWANSON, 1996. *Relations of fish community composition to environmental variables in streams of Central Nebraska, USA*, Environmental Management 20(5) : 689-705.

GAMMON, J.R., 1995. *Environmental assessment and fish populations of the Wabash river and its tributaires*, Natural Areas Journal 15 : 259-266.

GAMMON, J.R., M.D. JOHNSON, C.E. MAYS, D.A. SCHIAPPA, W.L. FISHER et B.L. PEARMAN, 1983. *Effects of agriculture on stream fauna in Central Indiana*, EPA, report : EPA-600/S3-83-020, 5 p.

GENITO, D., W.J. GBUREK et A.N. SHARPLEY, 2002. *Response of stream macroinvertebrates to agricultural landcover in a small watershed*, Journal of Freshwater Ecology 17(1) : 109-119.

GIBBONS, J.D., 1976. *Nonparametric methods for quantitative analysis*. H. Massey (editor), Maple Press, Alabama, 463, p.

GIROUX, I., 2002. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture du maïs et de soya au Québec, Campagnes d'échantillonnage de 1999, 2000 et 2001 et évolution temporelle de 1992 à 2001*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° EN/2002/0365, rapport n° QE/137, 45 p. + 5 annexes.

GRAYMORE, M., F. STAGNITTI et G. ALLINSON, 2001. *Impacts of atrazine in aquatic ecosystems*, Environment International 26 : 483-495.

GRIFFITH, M.B., P.R. KAUFMANN, A.T. HERLIHY et B.H. HILL, 2001. *Analysis of macroinvertebrate assemblages in relation to environmental gradients in Rocky Mountain streams*, Ecological applications 11(2) : 489-505.

HALLIWELL, D.B., R.W. LANGDON, R.A. DANIELS, J.P. KURTENBACH et R.A. JACOBSON, 1999. *Classification of freshwater fish species of the northeastern United States for use in the development of IIBs*. Pages 301-337 dans T.P. Simon (editor). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida.

HARDING, J.S., R.G. YOUNG, J.W. HAYES, K.A. SHEARER et J.D. STARK, 1999. *Changes in agricultural intensity and river health along a river continuum*, Freshwater Biology 42 : 345-357.

HARPER, P.P. et L. CLOUTIER, 1991. *Effets de travaux de curage sur la faune benthique d'un cours d'eau d'une région agricole du Québec*, Revue des Sciences de l'Eau 4 : 143-168.

HATAKEYAMA, S., H. SHIRAIISHI et S. UNO, 1997. *Overall pesticide effects on growth and emergence of two species of Ephemeroptera in a model stream carrying pesticide-polluted river water*, Ecotoxicology 6 : 167-180.

HILL, A.R., 1976. *The environmental impacts of agricultural land drainage*, Journal of Environmental Management 4 : 251-274.

-
- HUGHES, R.M. et T. OBERDORFF, 1999. *Applications of IBI concepts and metrics to waters outside the United states and Canada*. Pages 79-93 dans T.P. Simon (editor). *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- KARR, J.R., 1981. *Assessment of biotic integrity using fish communities*, Fisheries 6(6) : 21-27.
- KARR, J.R., K.D. FAUSCH, 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.
- KARR, J.R., 1987. *Biological monitoring and environmental assessment : a conceptual framework*, Environmental Management 11(2) : 249-256.
- KARR, J.R., 1991. *Biological integrity : a long-neglected aspect of water resource management*, Ecological Applications 1(1) : 66-84.
- KLINGER, S.A., J.J. MAGNUSON et G.W. GALLEPP, 1982. *Survival mechanisms of the central mudminnow (Umbra inconstans), fathead minnow (Pimephales promelas) and brook stickleback (Culaea inconstans) for low oxygen in winter*, Env. Biol. Fish. 7(2) : 113-120.
- LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin versant 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.
- LA VIOLETTE, N., 1999. *Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 6*, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.
- LAMMERT, M. et J.D. ALLAN, 1999. *Assessing biotic integrity of streams : effects of scale in measuring the influence of land use/cover and habitat structure on fish and macroinvertebrates*, Environmental Management 23(2) : 257-270.
- LAMPERT, W., W. FLECKNER, E. POTT, U. SCHOBER et K.U. STORKEL, 1989. *Herbicide effects on planktonic systems of different complexity*, Hydrobiologia 188/189 : 415-424
- LEE, K.E., R.M. GOLDSTEIN et P.E. HANSON, 2001. *Relation between fish communities and riparian zone conditions at two spatial scales*, Journal of the American Water Resources Association 37(6) : 1465-1473.
- LENAT, D.R. et J.K. CRAWFORD, 1994. *Effects of land use on water quality biota of three North Carolina piedmont streams*, Hydrobiologia 294 : 185-199.
- LEONARD, P.M. et D.J. ORTH, 1986. *Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams*, Trans. Amer. Fish. Soc. 115 : 401-414.
- LISS, M. et R. SCHULZ, 1999. *Linking insecticide contamination and population response in an agricultural stream*, Environmental Toxicology and Chemistry 18(9) : 1948-1955.
- LINDESJÖ, E. et J. THULIN, 1990. *Fin erosion of perch Perca fluviatilis and ruffe Gymnocephalus cernua in a pulp mill effluent area*, Diseases of Aquatic Organisms 8 : 119-126.
- LOCH, D.D., J.L. WEST et D.G. PERLMUTTER, 1996. *The effect of trout farm effluent on the taxa richness of benthic macroinvertebrates*, Aquaculture 147 : 37-55.
- LYDY, M.J., A.J. STRONG et T.P. SIMON, 2000. *Development of an index of biotic integrity for the Little Arkansas river basin, Kansas*, Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39 : 523-530.
- MAHONEY, J.B., F.H. FREDERICK, H. MIDLIGE et D.G. DEUEL, 1973. *A fin rot disease of marine and euryhaline fishes in the New York Bight*, Trans. Amer. Fish. Soc.(3) : 596-605.
-

MARSH, P.C. et J.E. LUEY, 1982. *Oases for aquatic life within agricultural watersheds*, Fisheries 7(6) : 16-24.

MATTHEWS, W.J., 1987. *Physicochemical tolerance and selectivity of stream fishes as related to their geographic ranges and local distributions*, dans *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*, Matthews, W.J. et D.C. Heins (eds), University of Oklahoma Press : Norman et London, p. 111-120.

MEARNS, A.J. et M. SHERWOOD, 1974. *Environmental aspects of fin erosion and tumors in southern California dover sole*, Trans. Amer. Fish. Soc., 103(4) : 799-810.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998. *Critères de la qualité de l'eau de surface au Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, 387 p.

MÉNARD, L., 1992. *Détermination de la phytotoxicité de l'atrazine, de la cyanazine, du butylate et du MCPA par cytométrie en flux*. Rapport du projet PESTFUND no. 24. Direction des eaux intérieures, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, 112 p. + annexes.

MENV (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT), CENTRE DE TOXICOLOGIE DU QUÉBEC et CENTRE D'EXPERTISE EN ANALYSE ENVIRONNEMENTALE DU QUÉBEC, 2002. *Répertoire des principaux pesticides utilisés au Québec*, Publications du Québec, ISBN 2-551-16754-X, ENV/2002/0139, 478 p.

MENZEL, B.W., J.B. BARNUM et L.M. ANTOSCH, 1984. *Ecological alterations of Iowa prairie-agricultural streams*, Iowa State Journal of Research 59(1) : 5-30.

MIRANDA, L.E. et K.B. HODGES, 2000. *Role of aquatic vegetation coverage on hypoxia sunfish abundance in bays of a eutrophic reservoir*, Hydrobiologia, 427 : 51-57.

MOUTHON, J. et S. CHARVET, 1999. *Compared sensitivity of species, genera and families of molluscs to biodegradable pollution*, Annls Limnol. 35(1) : 31-39.

OHIO EPA (OHIO ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY), 1988. *Biological criteria for the protection of aquatic life : Volume II. Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*. Ohio Environmental Protection Agency, Ecological Assessment Section, Division of Water Quality Planning and Assessment, Columbus, Ohio.

OSBORNE, L.L., S.L. KOHLER, P.B. BAYLEY, D.M. DAY, W.A. BERTRAND, M.J. WILEY et R. SAUER, 1992. *Influence of stream location in a drainage network on the index of biotic integrity*, dans Trans. Amer. Fish. Soc., 121 : 635-643.

PALLER, M.H., 1994. *Relationships between fish assemblage structure and stream order in South Carolina coastal plain streams*, Trans. Am. Fish. Soc. 123 : 150-161.

PELLETIER, L., 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0291, rapport n° EA/2002-02, 85 p. et 4 annexes.

PERRY, J. et E. VANDERKLEIN, 1996. "Management of water quality in an agricultural landscape", dans *Water quality management of a natural resource*, Blackwell Science, chapter 19 : 371-395.

PICHÉ, I., 1998. « *Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu* », dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 4.

PLAFKIN, J.L., M.T. BARBOUR, K.D. PORTER, S.K. GROSS et R.M. HUGHES, 1989. *Rapid bioassessment protocols for use in streams and rivers : benthic macroinvertebrates and fish*, U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed protection Division, Washington, D.C., EPA/440/4-89/001.

-
- POULIN, R., 1992. *Toxic pollution and parasitism in freshwater fish*, Parasitology Today 8(2) : 58-61.
- RABENI, C.F. et K.E. DOISY, 2000. *Correspondence of stream benthic invertebrate assemblages to regional classification schemes in Missouri*, J.N. Am. Benthol. Soc. 19(3) : 419-428.
- RAMIREZ TORRES, M. et L. O'FLAHERTY, 1976. *Influence of pesticides on Chlorella, Chlorococcum, Stigeoclonium (Chlorophyceae), Tribonema, Vaucheria (Xanthophyciae) and Oscillatoria (Cyanophyceae)*, Phycologia 15(1) : 25-36.
- REASH, R.J. et T.M. BERRA, 1989. *Incidence of fin erosion and anomalous fishes in a polluted stream and a nearby clean stream*, Water, Air, and Soil Pollution 47 : 47-63.
- RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, n° EN940235, rapport n° QE-89, 153 p. + 12 annexes.
- RICHARD, Y., 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichthyologiques 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.
- RICHARDS, C., G.E. HOST et J.W. ARTHUR, 1993. *Identification of predominant environmental factors structuring stream macroinvertebrate communities within a large agricultural catchment*, Freshwater Biol. 29 : 285-294.
- ROPER, B.B. et D.L. SCARNECCHIA, 2001. *Patterns of diversity, density, and biomass of ectothermic vertebrates in ten small streams along a north american river continuum*, Northwest Science 75(2) : 168-175.
- ROTHROCK, J.A., P.K. BARTEN et G.L. INGMAN, 1998. *Land use and aquatic biointegrity in the Blackfoot river watershed, Montana*, Journal of the American Water Resources Association 34(3) : 565-581.
- SAINT-JACQUES, N., 1998. « *Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu* », dans *Le bassin versant de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique — 1995*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13, section 5.
- SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD, 1998. *Développement d'un indice de qualité de la bande riveraine : application à la rivière Chaudière et mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique*, page 6.1 à 6.41, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : l'état de l'écosystème aquatique—1996*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN980022.
- SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD, 2002. *Le bassin de la rivière Saint-Maurice : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu, 1996*, ministère de l'Environnement, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, envirodoq n° ENV/2002/0293, rapport n° EA/2002-04, 75 p. et 10 annexes.
- SAS, 1999. *SAS OnlineDoc*, version eight, SAS institute Inc., Cary, NC, USA.
- SCARSBROOK, M.R. et J. HALLIDAY, 1999. *Transition from pasture to native forest land-use along stream continua : effects on stream ecosystems and implications for restoration*, New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research 33 : 293-310.
- SCHLOSSER, I.J. et K.K. EBEL, 1989. *Effects of flow regime and cyprinid predation on a headwater stream*, Ecological Monographs 59(1) : 41-57.
- SCHULZ, R. et M. LIESS, 1999. *A field study of the effects of agriculturally derived insecticide input on stream macroinvertebrate dynamics*, Aquatic Toxicology 46 : 155-176.
-

-
- SEDELL, J.R., G.H. REEVES, F.R. HAUER, J.A. STANFORD et C.P. HAWKINS, 1990. *Role of refugia in recovery from disturbances : modern fragmented and disconnected river systems*, Environmental Management 14(5) : 711-724.
- SHERWOOD, M.J. et A.J. MEARNNS, 1977. *Environmental significance of fin erosion in southern California demersal fishes*, Ann. N.Y. Acad. Sci. 298 : 177-189.
- SMALE, M.A. et C.F. RABENI, 1995. *Influences of hypoxia and hyperthermia on fish species composition in headwater streams*, Transactions of the American Fisheries Society 124 : 711-725.
- SOVELL, L.A., B. VONDRACEK, J.A. FROST et K.G. MUMFORD, 2000. *Impacts of rotational grazing and riparian buffers on physicochemical and biological characteristics of southeastern Minnesota, USA, streams*, Environmental Management 26(6) : 629-641.
- STAUFFER, J.C., R.M. GOLDSTEIN et R.M. NEWMAN, 2000. *Relationship of wooded riparian zones and runoff potential to fish community composition in agricultural streams*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57 : 307-316.
- STEEDMAN, R.J., 1988. *Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 45 : 492-501.
- STEEDMAN, R.J., 1991. *Occurrence and environmental correlates of black spot disease in stream fishes near Toronto, Ontario*, Transactions of the American Fisheries Society 120 : 494-499.
- STEWART, J.S., L. WANG, J. LYONS, J.A. HORWATICH et R. BANNERMAN, 2001. *Influences of watershed, riparian-corridor, and reach-scale characteristics on aquatic biota in agricultural watersheds*, Journal of the American Water Resources Association 37(6) : 1475-1487.
- STOREY, R.G. et D.R. COWLEY, 1997. *Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants*, Hydrobiologia 353 : 63-76.
- ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques 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 du Québec, envirodoq n° EN940241, rapport n° QE-88, 105 pages + 13 annexes.
- ST-ONGE, J., 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, envirodoq n° EN960456, rapport n° EA-8, 45 p. + 7 annexes.
- ST-ONGE, J., 1999. *Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5*, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.
- TOWNSEND, C.R., 1989. *The patch dynamics concept of stream community ecology*, J.N. Am. Benthol. Soc., 8(1) : 36-50
- TOWNSEND, C.R., C.J. ARBUCKLE, T.A. CROWL et M.R. SCARSBROOK, 1997. *The relationship between land use and physicochemistry, food resources and macroinvertebrate communities in tributaries of the Taieri river, New Zealand : a hierarchically scaled approach*, Freshwater Biology 37 : 177-191.
- TROTTER, D.M., A. BARIL, M.P. WONG et R.A. KENT, 1990. *Canadian water quality guidelines for atrazine*, series no. 168. Inland Water Directorate, Water Quality Branch, Ottawa, ON.
- VOLLENWEIDER, R. A., M. MUNAWAR et P. STADELMANN, 1974. *A comparative review of phytoplankton and primary production in the Laurentien Great Lakes*, J. Fish Res. Board Can., 31 : 739-762
- WALSER, C.A. et H.L. BART JR., 1999. *Influence of agriculture on in-stream habitat and fish community structure in Piedmont watersheds of the Chattahoochee river system*, Ecology of Freshwater Fish 8 : 237-246.
-

WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL et R. GATTI, 1997. *Influences of watershed land use on habitat quality and biotic integrity in Wisconsin streams*, Fisheries 22(6) : 6-12.

WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL, R. BANNERMAN et E. EMMONS, *Watershed urbanization and changes in fish communities in southeastern Wisconsin streams*, Journal of the American Water Resources Association 36(5) : 1173-1189.

WANG, L., J. LYONS, P. KANEHL et R. BANNERMAN, 2001. *Impacts of urbanization on stream habitat and fish across multiple spatial scales*, Environmental Management 28(2) : 255-266.

WICHERT, G.A. et D.J. RAPPORT, 1998. *Fish community structure as a measure of degradation and rehabilitation of riparian systems in an agricultural drainage basin*, Environmental Management 22(3) : 425-443.

WOOD, B.M. et M.B. BAIN, 1995. *Morphology and microhabitat use in stream fish*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 52 : 1487-1498.

WOHL, N.E. et R.F. CARLINE, 1996. *Relations among riparian grazing, sediment loads, macroinvertebrates, and fishes in three central Pennsylvania streams*, Can. J. Fish. Aquat. Sci. 53(Suppl. 1) : 260-266.

YODER, C.O. et E. T. RANKIN, 1995. *Biological response signatures and the area of degradation value : new tools for interpreting multimetric data*, p. 263-286 (Chapitre 17), dans W.S. Davis et T. Simon (eds), *Biological assessment and criteria : tools for water resource planning and decision making*, Boca Raton, F I, Lewis Publishers.

STATION	23,0	19,9	17,0	15,2	13,2	12,5	11,2	9,5	8,0	5,5	3,0	1,6
EPHEMEROPTERA	0,1	2,0	.	0,5	0,9	1,4	.	.
Baetidae	. (6)	0,1	. (1)	.	0,1 (7)	0,1	.	.
baetis	. (2) (3) (1)	.	.
labiobastis (2)
cloeon	0,1 (15)	0,5	. (6)	0,4 (1)	. (1)	.	. (1)	0,1 (2)	0,3 (5)	.	0,1	.
Caenidae
caenis	0,1	.	0,3	.	3,1 (11)	11,8 (15)
Ephemeridae
hexagenia	0,1 (1)	0,1
Ephemerellidae	0,1	.	.
eurylophella	0,1 (1)	.	.
attenella	2,3 (1)	. (2)	. (1)
Heptageniidae	.	1,6	.	.	.	0,1	0,1	0,1	.	19,6	0,1	0,1
stenacro	0,3
stenonema	0,1	5,4	0,1	60,6 (6)	1,0 (6)	2,6 (1)
Leptophlebiidae	0,3	1,0	.	0,6	1,4	4,6	2,4	0,4
leptophlebia (7)
paraleptophlebia	0,4	7,0 (2)	. (1)	0,6	4,4 (2)	15,6 (9)	4,0 (1)	2,8 (3)
TRICHOPTERA	0,1	.	.
Hydropsychidae	1,5	.	.
cheumatopsyche	5,8	.	.
hydropsyche	0,3 (1)	.	.	.	7,6 (6)	. (1)	.
Hydroptilidae	0,1 (1)	.	.	.	0,1	.	.
Leptoceridae
oecetis	.	.	.	0,4	0,3 (5)	0,1	0,1	. (1)
Limnephilidae	0,1	0,1	.	.	0,1 (2)	. (1)	. (3)	. (3)
limnephilus	0,1 (1)
hydatophylax (1)	.	.	.
Phryganeidae
ptilostomis	0,1	0,1	.	.	. (1)	.	.	.
Polycentropodidae	0,1	0,3	.	.
paranyctiophylax	7,1	47,0	0,1	1,1	13,9 (2)	14,3	3,4	1,9
polycentropus	8,4	2,9	0,3	2,6
Psychomyiidae	0,3	.	.
lype	4,0	.	.
psychomyia	0,3	.	.
PLECOPTERA
Taeniopterygidae
taniopteryx	0,3	. (4)	.
COLEOPTERA
Elmidae	.	.	.	0,8	0,3	0,1	0,1	.	0,1	0,3	.	.
dubiraphia	.	0,5 (3)	1,4	21,0 (4)	22,9 (19)	8,9 (5)	0,8	0,5 (1)	0,3	1,0 (1)	1,4 (11)	1,1 (5)
optioservus	0,1 (1)	.
stenelmis (1)
Dytiscidae
hydroporus	0,1
nebraporus/stictotarsus	. (1)	. (4)	. (5)	.	. (2)
agabus	. (1)	0,1
Halplidae
peltodytes	0,1 (2)	. (2)	. (2)
halipus	0,3 (20)	0,3 (3)	0,8 (11)	. (1)	0,1 (1)	.	0,1 (1)
Hydrophilidae
sperchopsis (1)	.	.	.
berosus	. (1)	. (1)
hydrobius	. (1)
Helophoridae
helophorus	. (1)
ODONATA
Aeshnidae
boyeria	.	.	. (1)	.	.	0,1 (3)	.	.	.	0,8 (3)	. (3)	.
aeshna	. (1)	. (1)	0,1 (1)	. (3)	. (4)	0,1	0,1 (1)	. (1)
Corduliidae
tetragoneuria (1)
Calopterygidae	0,3
calopteryx	1,0 (22)	.	. (2)	0,1 (2)	0,1 (1)	.	. (3)
Coenagrionidae	.	0,6	0,1	.	.	.	0,1	0,1
ishnura	.	0,6	0,1 (6) (1) (1)	.

Annexe 1 Densité moyenne des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et les habitats naturels () du ruisseau Saint-Georges (1998) (suite)

STATION	23,0	19,9	17,0	15,2	13,2	12,5	11,2	9,5	8,0	5,5	3,0	1,6
DIPTERA
Chironomidae	.	0,1	0,1	.	.	0,1	.	.	.	(1)	0,3	.
Chironominae	0,1	0,4 (1)	.	(2)
<i>Chironomini</i>	48,3 (44)	142,3 (19)	46,6 (9)	183,1 (166)	159,5 (26)	269,9 (76)	64,8 (11)	193,3 (64)	324,0 (33)	110,8 (40)	82,9 (80)	199,5 (57)
<i>Tanytarsini</i>	0,1 (5)	50,6 (33)	4,0	14,6	26,5 (37)	124,6 (186)	2,1 (2)	9,4 (7)	24,9 (121)	48,9 (10)	3,6 (14)	8,5 (14)
Orthoclaadiinae	0,5 (12)	3,1 (12)	0,3 (1)	0,8 (1)	3,8 (7)	48,8 (51)	0,4 (6)	2,6 (4)	15,9 (10)	29,3 (12)	1,1 (36)	5,5 (19)
Tanypodinae	0,9 (1)	9,4 (1)	1,6 (1)	2,6 (2)	5,3 (7)	39,8 (18)	0,1	0,8 (4)	23,3 (22)	28,0 (3)	4,8 (3)	13,5 (2)
<i>Pentaneurini</i>	(6)	1,0	0,1	(1)	11,4 (1)	33,6 (1)	.	9,6	52,3 (7)	11,9 (2)	8,1	13,1 (1)
Prodiamesinae	(8)	(1)
Athericidae
<i>atherix</i>	0,4	.	.	.	(1)	.	.
Ceratopogonidae	.	.	.	(3)	(1)	0,3	.	.	.	0,4	.	.
<i>bezzia</i>	.	0,5	0,1	0,1	0,3	1,9	.	0,3
<i>mallochohelea</i>	.	0,3	0,1	(3)	0,5 (12)	5,5 (6)	.	(2)	0,9 (5)	0,3 (1)	0,6	1,8 (1)
<i>culicoides</i>	0,1	0,1
Empididae	0,1
<i>chelifera</i>	0,1	1,0	.	.	0,1	3,3	0,1	0,1
<i>hemerodromia</i>	0,1	0,3 (1)	.	.	1,6 (1)	7,4 (3)	1,0	0,5 (1)
Psychodidae
<i>pericoma</i>	0,1	.	.	0,1	0,3	.	.
<i>psychoda</i>	.	.	0,3
Chaoboridae
<i>eucorethra</i>	(4)	.	.	(1)	(7)	.	.	(1)
Simuliidae
<i>simulium</i>	1,0 (18)
Tabanidae
<i>chrysops</i>	.	(1)	.	.	.	0,1	.	(1)	(2)	.	(1)	.
Tipulidae
<i>antocha</i>	1,9 (4)	(6)	.
Syrphidae
<i>eristalis</i>	.	.	(1)
Dixidae
<i>dixella</i>	.	.	.	(1)
HEMIPTERA
Belostomatidae
<i>belostoma</i>	(2)
Corixidae
<i>sigara</i>	(2)	0,4	(6)	(1)	(3)	(5)	(1)	.	(4)	.	(1)	(2)
Gerridae
<i>gerris</i>	(3)
<i>aquarius</i>	(1)	.	.
Nepidae
<i>ranatra</i>	(1)	.	.	(3)
Notonectidae
<i>notonecta</i>	(1)	(1)	.	.	.
Saldidae	(1)
Veliidae	(2)	.	.	.
<i>microvelia</i>	0,1 (6)	.	.	(1)	(33)	.	.
LEPIDOPTERA
Tortricidae
<i>archips</i> sp	(1)
MEGALOPTERA
Sialidae
<i>sialis</i>	.	.	.	0,1 (2)	0,1	0,9 (1)	0,5	.	.	0,3	0,1	.
Corydalidae
<i>nigronia</i>	1,3 (1)	.	(1)
HOMOPTERA	.	.	(2)
Cicadellidae	(1)
PELECYPODA	.	.	0,3	0,1 (4)	(3)	0,4 (1)
Sphaeriidae	.	.	(5)	.	.	0,1	.	.	.	(1)	.	.
<i>pidium</i>	.	.	.	(5)
<i>sphaerium</i>	.	.	.	(1)	(1)	(1)
GASTROPODA	1,8	0,1	.	.	0,3 (2)	1,5 (2)	0,5	0,3	1,4 (6)	(1)	(2)	1,9 (8)
Ancylidae	.	.	.	0,5 (1)	.	2,3 (1)	0,1	0,1	8,0 (22)	16,3 (1)	8,5 (4)	26,1 (7)
<i>ferrissia</i>	0,1	.	.	0,1	0,5	2,8	5,4
Lymnaeidae	0,1
<i>stagnicola</i>	(1)
Planorbidae	0,1	.	.	.
<i>gyraulus</i>	0,1
<i>helisoma</i>	0,8 (1)	.	(2)	.	.	.

Annexe 1 Densité moyenne des différents taxons prélevés sur les substrats artificiels et les habitats naturels () du ruisseau Saint-Georges (1998) (suite)

STATION	23,0	19,9	17,0	15,2	13,2	12,5	11,2	9,5	8,0	5,5	3,0	1,6
GASTROPODA (suite)												
Physidae	0,3
physa	. (55)	. (10)	.	.	0,4 (7)	2,9 (3)	.	0,1	0,1 (5)	0,1	.	0,3 (8)
Ancylidae
laevapex	0,1
ISOPODA
Asellidae
caecidotea	11,4 (26)	26,0 (4)	.	7,5 (4)	18,5 (7)	10,4 (10)	2,3 (1)	0,5 (7)	0,5	.	.	.
AMPHIPODA	0,1
Talitridae	. (14)	. (1)	. (4) (6)
hyalella/azteca	0,1
DECAPODA	0,1	.
Cambaridae	.	0,1 (1)	.	. (1)
ACARI	.	0,6	0,1 (3)	5,3 (5)	2,6 (9)	1,4 (24)	0,1 (3)	2,8 (14)	6,5 (24)	2,5 (8)	9,1 (3)	7,1 (3)
NEMATODA	0,9 (1)	1,0 (4)	8,0 (11)	0,9 (1)	0,9 (3)	0,5 (1)	0,3 (1)	10,5 (3)	18,9 (5)	0,6	0,6	0,4
TARDIGRADA	5,4	.	.
HIRUDINAE
Erpobdellidae	.	.	. (1)
mooreobdella/dina	.	0,1	. (1)	.	0,4	1,4 (1)	0,1
Glossiphoniidae	.	.	0,6
glossiphonia	.	0,1	0,4 (2)	.	.	.	0,3
glossiphonia complanata	.	.	0,5
helobdella	.	0,1	0,1
helobdella stagnalis	0,3	2,0	2,0	0,3
Hirudinidae
haemopsis	.	0,3	0,1	0,3	.	.	0,1
OLIGOCHAETA	49,3 (70)	24,3 (56)	127,6 (79)	27,4 (487)	4,5 (51)	30,9 (92)	29,6 (30)	15,5 (26)	48,5 (45)	102,8 (52)	7,4 (25)	22,4 (53)
TURBELLARIA	0,1	1,1	.	.
TRICLADIDA	0,6	.	.

Annexe 2 Niveau de tolérance à la pollution (INT : intolérant; INR : intermédiaire; TOL : tolérant), niveau trophique (INS : insectivore; OMN : omnivore; FIL : filtreur), abondance et biomasse totale (g) des espèces de poissons capturés dans le ruisseau Saint-Georges (1998)

Espèces	Niveau de tolérance	Niveau trophique	Stations													
			23,0	19,9	17,0	15,2	13,2	12,5	11,2	9,5	8,0	5,5	3,0	1,6		
Catostomidae																
<i>Catostomus commersoni</i> (meunier noir)	TOL	OMN	50 (1237,9)	113 (5129,6)	15 (787,3)	20 (1456,2)	7 (593,1)			1 (17,9)	22 (1668,4)	10 (270,3)	32 (136,8)	93 (1071,7)		
Cyprinidae																
<i>Cyprinella spiloptera</i> (méné bleu)	INR	INS												1 (2,1)	6 (9,5)	
<i>Hybognathus regius</i> (méné d'argent)	INR	HER													69 (412,3)	
<i>Luxilus cornutus</i> (méné à nageoires rouges)	INR	INS												36 (60,3)	83 (415,1)	
<i>Margariscus margarita</i> (mulet perlé)	TOL	INS	28 (234,7)	167 (2047,7)	159 (602,9)	54 (519,3)	40 (319,0)	11 (38,3)	41 (66,0)	6 (55,2)				1 (2,3)		
<i>Notemigonus crysoleucas</i> (chatte de l'est)	TOL	OMN													2 (9,7)	
<i>Notropis stramineus</i> (méné paille)	INR	INS													7 (9,6)	
<i>Pimephales notatus</i> (ventre pourri)	TOL	OMN												1 (4,0)	4 (11,1)	
<i>Pimephales promelas</i> (tête-de-boule)	TOL	OMN	97 (347,7)	36 (89,5)	25 (52,3)	5 (15,8)		5 (8,0)	17 (9,2)	6 (17,8)						
<i>Rhinichthys cataractae</i> (naseux des rapides)	INR	INS											19 (27,5)	20 (54,8)	14 (43,3)	
<i>Semotilus atromaculatus</i> (mulet à cornes)	TOL	OMN	62 (1253,9)	55 (1400,5)	41 (602,0)	9 (465,5)	5 (279,0)	2 (101,7)	11 (301,9)	9 (267,4)		58 (332,1)	55 (357,8)	27 (144,8)		
Gasterosteidae																
<i>Culea inconstans</i> (épinoche à cinq épines)	TOL	INS	22 (28,0)	284 (235,4)	225 (256,8)	431 (351,6)	67 (86,9)	12 (17,5)	34 (20,0)	13 (4,2)	7 (11,0)			3 (1,3)	1 (0,8)	
Percidae																
<i>Etheostoma olmstedii</i> (raseux-de-terre gris)	INR	INS				100 (135,3)	48 (88,0)	20 (33,9)	11 (7,2)	6 (3,2)	40 (60,0)	38 (48,3)	12 (13,0)	8 (7,9)		
Percopsidae																
<i>Percopsis omiscomaycus</i> (omisco)	INR	INS	2 (13,1)		91 (309,5)	236 (924,3)	48 (182,2)	9 (49,6)	31 (43,5)	178 (573,6)	2 (5,9)	44 (79,1)	230 (636,3)			
Petromyzontidae																
<i>Lampetra appendix</i> (lamproie de l'est)	INT	FIL											1 (15,0)	2 (16,2)		
Umbridae																
<i>Umbrina limi</i> (ombre de vase)	TOL	INS		2 (27,3)	66 (346,7)	18 (121,3)	1 (5,5)	6 (76,0)	1 (1,0)	2 (7,8)					1 (2,7)	