

LE BASSIN DE LA RIVIÈRE CHAUDIÈRE : LES COMMUNAUTÉS ICHTYOLOGIQUES ET L'INTÉGRITÉ BIOTIQUE DU MILIEU

Nathalie Martel et Yvon Richard¹

Adresse : Direction des écosystèmes aquatiques,
ministère de l'Environnement et de la Faune, édifice
Marie-Guyart, 7^e étage, 675, boul. René-Lévesque Est,
boîte 22, Québec (Québec), G1R 5V7.

Martel, N. et Y. Richard. 1998. Le bassin de la rivière
Chaudière : les communautés ichthyologiques et
l'intégrité biotique du milieu, pages 5.1 à 5.34, 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.

¹ Auteurs aux fins de correspondance.

RÉSUMÉ

Cette étude décrit l'intégrité biotique de la rivière
Chaudière au moyen de caractéristiques des
communautés de poissons, d'un indice de
dégradation des communautés (IWB-IWBm) et d'un
indice d'intégrité biotique (IIB). L'étude évalue
également l'importance des pressions d'origine
anthropique sur cet écosystème.

Les communautés de poissons de 30 stations, de la tête à
l'embouchure de la rivière Chaudière, ont été
échantillonnées en 1994. Les caractéristiques de
l'habitat du poisson ont également été évaluées. Les
50 premiers kilomètres à la tête de la rivière ont une
intégrité biotique jugée de bonne à moyenne, sauf pour
l'aval immédiat de Lac-Mégantic où l'on perçoit
certains signes de dégradation, et en aval de Saint-
Gédéon où l'IIB chute de façon catastrophique à la suite
de l'augmentation de la proportion de poissons tolérants
à la pollution, ainsi qu'à la suite de la baisse de la
densité des cyprinidés insectivores. Les pressions
d'origine démographique et agricole ne laissent pas
prévoir de telles perturbations du milieu, mais certaines
pressions industrielles semblent pouvoir y contribuer.
L'écosystème présente ensuite des signes de récupération
à partir de la confluence avec la rivière du Loup jusqu'en
amont du Bras Saint-Victor, même si les pressions
agricoles (culture, élevage), la densité démographique et
les activités industrielles y sont à la hausse. En aval de
la confluence avec le Bras Saint-Victor, là où les
pressions agricoles continuent d'augmenter et où
plusieurs industries et municipalités viennent
potentiellement affecter la qualité de l'eau, l'indice

d'intégrité biotique chute de nouveau et devient très
variable d'une station à l'autre et cela jusqu'à
l'embouchure de la rivière, oscillant alors de valeurs
jugées de moyennes à très faibles. Les communautés y
sont caractérisées par une augmentation de la proportion
des poissons tolérants à la pollution et par un
déséquilibre de la chaîne trophique jusqu'à Sainte-
Hélène-de-Breakeyville. À ces signes de perturbation de
l'intégrité biotique vient s'ajouter, en aval de Scott, une
proportion croissante des poissons affectés par des
anomalies externes de type DELT, résultant d'une
quantité de pesticide par hectare cultivé qui augmente,
en plus des autres pressions agricoles (culture, élevage).
Dans les dix derniers kilomètres de rivière, les pressions
sur le milieu liées aux rejets d'eaux usées municipales
non traitées au moment de l'étude (Saint-Romuald,
Saint-Rédempteur, Charny et Saint-Nicolas) sont plus
fortes que partout ailleurs sur la rivière et l'activité
industrielle (principalement agroalimentaire)
s'intensifie. La grande variabilité de l'indice d'intégrité
biotique observée à partir de l'aval du Bras Saint-Victor
jusqu'à l'embouchure est interprétée comme indicatrice
d'un écosystème stressé qui présente une faible intégrité
biotique.

Sur les 182,5 kilomètres de la rivière Chaudière étudiés,
l'intégrité biotique est cotée bonne sur 6,5 kilomètres
(4 %), moyenne sur 94 kilomètres (51 %), faible sur
71,5 kilomètres (39 %) et très faible sur 10,5 kilomètres
(6 %).

Mots clés : rivière, indice d'intégrité biotique (IIB),
associations de poissons, communautés de poissons,
habitat, densité, biomasse, nombre d'espèces, tolérance à
la pollution, niveau trophique, anomalies externes,
indice de *Well Being* (IWB), qualité de l'eau.

TABLE DES MATIÈRES

Introduction.....	5.2
Aire d'étude.....	5.2
Matériel et méthodes.....	5.4
Échantillonnage.....	5.4
Traitement des données.....	5.6
Résultat et discussion.....	5.8
Habitats et associations ichthyologiques.....	5.8
Densité.....	5.9
Biomasse.....	5.15
Nombre d'espèces.....	5.15
Niveau de tolérance à la pollution.....	5.18
Groupes trophiques.....	5.19
Anomalies externes.....	5.19
Indice de dégradation des communautés (IWB- IWBm).....	5.20

Indice d'intégrité biotique (IIB).....	5.23
Synthèse et conclusion	5.27
Remerciements.....	5.30
Références bibliographiques.....	5.30
Annexes	

INTRODUCTION

La pollution produite par les activités urbaines, industrielles et agricoles exerce des pressions considérables sur les écosystèmes fluviaux, lesquelles se traduisent par une dégradation de la qualité de l'eau et des habitats dont dépend la vie aquatique (Tramer et Rogers, 1973; Klein, 1979; Gammon *et al.*, 1990; Allan et Flecker, 1993). Depuis sa création en 1994, le ministère de l'Environnement et de la Faune (MEF) s'est donné comme mission « d'assurer, dans une perspective de développement durable, la protection de l'environnement, la conservation et la mise en valeur de la faune et de son habitat » notamment par « la conservation de la biodiversité et des écosystèmes » (MEF, 1994).

La surveillance de l'écosystème basée exclusivement sur la mesure de la concentration de polluants dans l'eau ne permet pas de mesurer la qualité de l'habitat. Elle ne permet pas non plus d'évaluer l'effet des polluants non mesurés ou présents à des seuils inférieurs aux limites de détection des méthodes analytiques, ni des effets synergiques, additifs et antagonistes de différents polluants ou autres. Cependant, l'état des communautés biologiques est le reflet des caractéristiques chimiques et physiques du milieu, autant passées que présentes, ainsi que d'autres variables qui ne peuvent être mesurées ou considérées par les réseaux habituels. C'est pourquoi des mesures au niveau de l'organisation du vivant sont nécessaires (Cairns et Dickson, 1971; Gammon, 1980; Oberdoff et Hughes, 1992; Ohio EPA, 1987a).

Le principal objectif de cette étude est d'évaluer l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité biotique des communautés ichthyologiques de la rivière Chaudière. En effet, pour assurer la diversité, la productivité et la pérennité des écosystèmes fluviaux, les organismes biologiques doivent présenter des caractéristiques de communautés qui leur permettent de perdurer (densité, biomasse, nombre d'espèces, nombre de niveaux trophiques, etc.).

De façon plus précise, les objectifs visés sont les suivants :

1. Dresser un premier portrait de l'état des communautés ichthyologiques par l'analyse spatiale de variables de communautés : densité, biomasse,

relations habitats et structures de communautés, nombre d'espèces, niveau de tolérance à la pollution, composition trophique et fréquence d'anomalies externes.

2. Évaluer la santé de l'écosystème fluvial au moyen de l'évolution amont-aval de l'indice de Well Being et de l'indice d'intégrité biotique adapté aux rivières du Québec (Richard, 1994; 1996), lequel regroupe plusieurs caractéristiques de communautés.
3. Mettre en relation l'état des communautés ichthyologiques avec les différentes sources de pollution et la qualité de l'eau.
4. Évaluer les bénéfices environnementaux des efforts d'assainissement déployés jusqu'à maintenant et déterminer les secteurs où de nouveaux efforts devront être consentis et ceux où il y aura lieu de poursuivre ou d'intensifier les efforts en cours.

Finalement, en l'absence de données historiques exhaustives sur l'état des communautés de poissons de la rivière Chaudière, cette étude servira de base pour évaluer, dans les années futures, le degré de régénération biologique du cours d'eau à la suite des interventions d'assainissement, tant aux niveaux urbain et industriel qu'agricole.

AIRE D'ÉTUDE

Pour une description détaillée de l'aire d'étude et des pressions urbaines, agricoles et industrielles exercées sur le milieu aquatique, le lecteur devra se référer à Simoneau *et al.*, 1998. Cette section ne reprend que les grandes lignes.

Situé sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent, à la hauteur de Québec (figure 1), le bassin versant de la rivière Chaudière draine une région de 6 682 km². Il est limité à l'est par le bassin de la rivière Etchemin, et à l'ouest par ceux des rivières Saint-François et Bécancour. Il chevauche deux régions naturelles, soit les basses-terres du Saint-Laurent et les Appalaches. Cette dernière constitue la vaste majorité du bassin (95 %) (Simoneau, 1991).

La rivière Chaudière prend sa source dans le lac Mégantic à l'extrémité sud du bassin et coule en direction nord pour aller se jeter dans le fleuve Saint-Laurent à la hauteur de Charny (figure 1). Son débit moyen annuel enregistré entre 1922 et 1991 était de 114 m³/s alors qu'en 1994 il était de 136 m³/s.

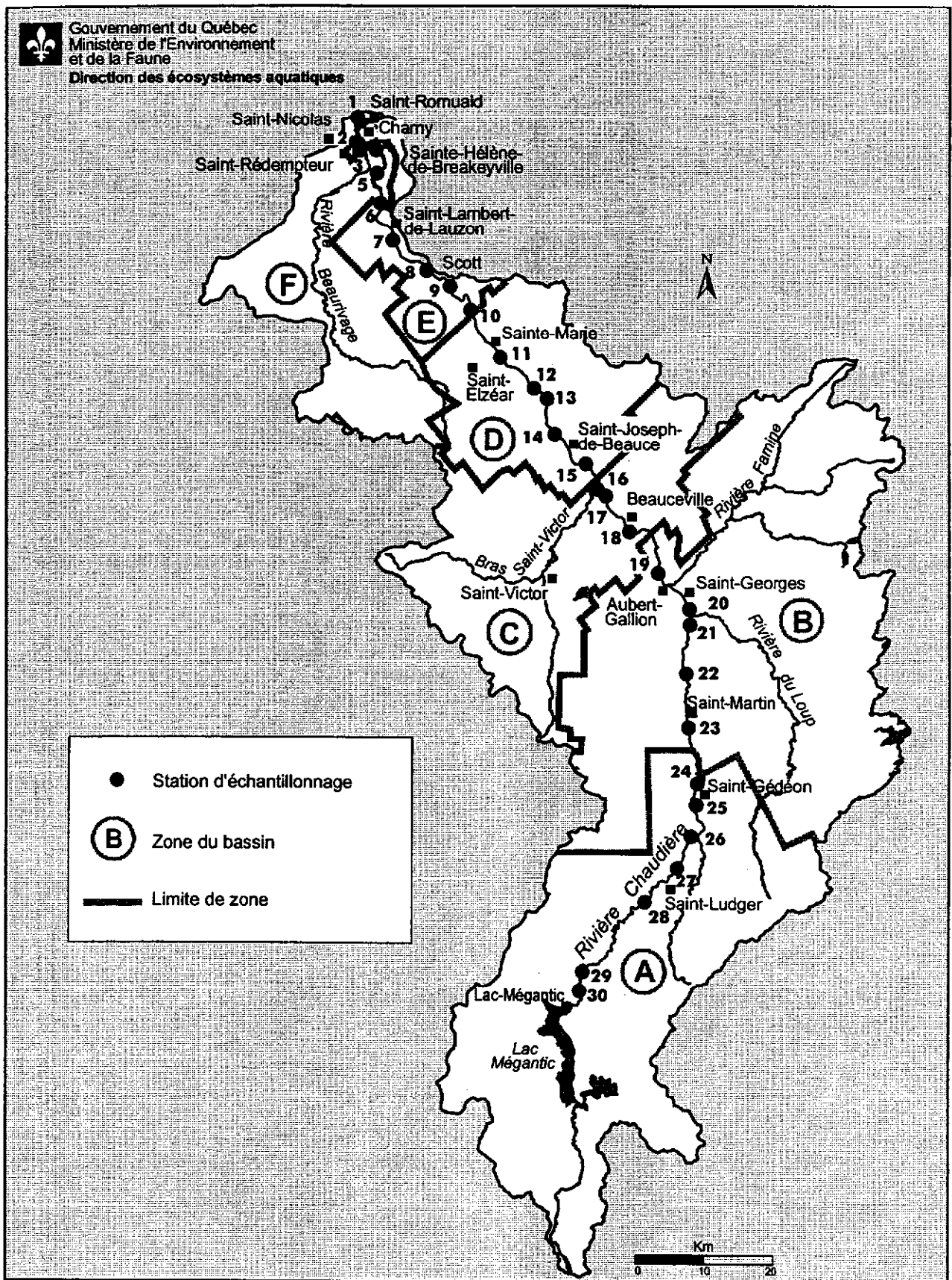


Figure 1 Localisation des stations d'échantillonnage de la qualité de l'eau et des communautés ichthyologiques de la rivière Chaudière

Le bassin versant de la rivière Chaudière est dominé par la forêt, qui couvre environ 62 % de sa superficie. Les terres agricoles occupent 33 % du territoire et se trouvent principalement en aval du bassin. Le fourrage domine largement les cultures (83 %). L'élevage bovin et porcin représente respectivement 47 % et 46 % de la production animale.

Plus de 173 000 personnes habitent le bassin hydrographique de la rivière Chaudière. Les principales agglomérations urbaines sont : Saint-Georges, Sainte-Marie, Saint-Étienne-de-Lauzon, Saint-Nicolas et Charny.

Dans le bassin de la rivière Chaudière, 76 industries étaient retenues pour étude ou pour intervention d'assainissement par le MEF en 1994. Les principaux secteurs d'activité dans lesquels sont réparties ces 76 industries sont l'agroalimentaire (43 %), le textile (12 %) et la chimie (12 %).

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Échantillonnage

L'échantillonnage des communautés de poissons a été fait une seule fois entre le début d'août et la mi-septembre 1994 aux mêmes 30 stations que celles de la qualité de l'eau (Simoneau, 1998) et des organismes benthiques (Pelletier et St-Onge, 1998). La localisation des stations apparaît à la figure 1 alors qu'à l'annexe 1 sont fournis les détails de l'emplacement géographique ainsi que les dates d'échantillonnage.

Trois critères ont déterminé la sélection des sites d'échantillonnage : la localisation des sources ponctuelles de pollution, la localisation des sources diffuses de pollution et la nature physique du milieu en termes d'habitat du poisson.

Des stations ont été situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution et servaient de témoin. D'autres stations localisées dans le panache ou dans la zone de mélange en aval des rejets permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Les autres stations ont été réparties de façon approximativement équidistante entre les diverses sources ponctuelles; elles visaient à évaluer l'étendue des effets, la distance requise pour la récupération du milieu et l'importance des sources diffuses de pollution. Autant que possible, toutes les stations devaient se trouver dans des habitats comparables, principalement en ce qui concerne la vitesse du courant et la nature du substrat. Une fiche d'évaluation des caractéristiques physiques du milieu

remplie lors de l'échantillonnage permettait de vérifier si cette condition était satisfaite.

Selon la profondeur de l'eau, l'échantillonnage des poissons a été fait en embarcation ou à gué à l'aide d'un appareil de pêche électrique de marque Smith-Root (modèle 2,5 GPP) alimenté par une génératrice de 5 HP d'une capacité de 2 500 watts. Le système, réglé à 60 pulsations par seconde et d'une capacité de 120 volts générant entre 5 et 7,5 ampères selon les conditions du milieu. L'anode était constituée d'un anneau d'aluminium de 1 mètre de diamètre auquel étaient reliés, par des câbles d'acier de 75 cm de longueur, douze tuyaux de fer de 2 cm de diamètre extérieur sur 15 cm de longueur. L'embarcation d'aluminium de 4,4 mètres de longueur constituait la cathode. Les stations non navigables en raison de leur faible profondeur ou d'un trop court segment navigable ont été échantillonnées au moyen d'un engin de pêche à gué. La génératrice utilisée était la même que pour la pêche en embarcation mais le système générant entre 1,5 et 7 ampères. L'anode mesurait 30 cm de diamètre et l'embarcation d'aluminium qui servait de cathode mesurait 2,1 m de longueur.

Pour la pêche en embarcation, tous les poissons étaient capturés en parcourant les deux rives sur une longueur de 500 mètres, sauf à la station 5 où la longueur n'était que de 400 mètres. Aux stations de pêche à gué, la longueur de la station était de 50 mètres et la pêche se faisait sur une seule rive du cours d'eau, exception faite de la station 28 où les deux rives ont pu être échantillonnées. Pour les deux méthodes de pêche, les poissons étaient capturés avec une épuisette munie d'un filet de 16 mm d'ouverture de maille (maille étirée).

Tous les spécimens capturés étaient identifiés à l'espèce et dénombrés. L'identification a été faite à partir des clés taxonomiques de Scott et Crossman (1974) et de Legendre (1960). La biomasse totale par espèce était déterminée à l'aide d'une balance Methler P 3600 ou d'une balance à ressort de marque Detecto d'une capacité de 27 kilogrammes. La liste des espèces capturées se trouve au tableau 1 où leur degré de tolérance à la pollution et leur niveau trophique y sont précisés.

À chaque station et pour chacune des espèces, un maximum de vingt individus, représentatifs de chacune des classes de tailles, étaient mesurés (longueur à la fourche) et examinés pour dénombrer les anomalies externes. Ce sous-échantillon a servi au calcul du pourcentage de l'ensemble des poissons capturés affectés par des anomalies. Les anomalies susceptibles d'être perçues sont répertoriées à l'annexe 2. En dernier

Tableau 1 Niveau de tolérance à la pollution et niveau trophique des espèces capturées dans la rivière Chaudière (tiré de Plafkin *et al.*, 1989)

Nom scientifique	Nom vernaculaire	Tolérance relative à la pollution	Niveau trophique ¹
CATOSTOMIDAE			
<i>Catostomus catostomus</i>	meunier rouge	intermédiaire	insectivore
<i>Catostomus commersoni</i>	meunier noir	tolérant	omnivore
CENTRARCHIDAE			
<i>Ambloplites rupestris</i>	crapet de roche	intermédiaire	piscivore
<i>Micropterus dolomieu</i>	achigan à petite bouche	intermédiaire	piscivore
CLUPEIDAE			
<i>Alosa pseudoharengus</i>	gaspereau	intermédiaire	insectivore
COTTIDAE			
<i>Cottus bairdi</i>	chabot tacheté	intermédiaire	insectivore
<i>Cottus cognatus</i>	chabot visqueux	intermédiaire	insectivore
CYPRINIDAE			
<i>Cyprinus carpio</i>	carpe	tolérant	omnivore
<i>Exoglossum maxillingua</i>	bec-de-lièvre	intermédiaire ²	insectivore ²
<i>Luxilus cornutus</i>	méné à nageoires rouges	intermédiaire	insectivore
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	méné jaune	tolérant	omnivore
<i>Pimephales notatus</i>	ventre-pourri	tolérant	omnivore
<i>Pimephales promelas</i>	tête-de-boule	tolérant	omnivore
<i>Rhinichthys atratulus</i>	naseux noir	tolérant	insectivore ³
<i>Rhinichthys cataractae</i>	naseux des rapides	intermédiaire	insectivore
<i>Semotilus atromaculatus</i>	mulet à cornes	tolérant	omnivore
<i>Semotilus corporalis</i>	ouitouche	indéterminé	omnivore
<i>Couesius plumbeus</i>	méné de lac	indéterminé	insectivore ³
ESOCIDAE			
<i>Esox lucius</i>	grand brochet	intermédiaire	piscivore
<i>Esox masquinongy</i>	maskinongé	intermédiaire	piscivore
GADIDAE			
<i>Lota lota</i>	lotte	intermédiaire	piscivore
GASTEROSTEIDAE			
<i>Culaea inconstans</i>	épineche à cinq épines	intermédiaire	insectivore
PERCIDAE			
<i>Etheostoma nigrum</i>	raseux-de-terre noir	intermédiaire	insectivore
<i>Perca flavescens</i>	perchaude	intermédiaire	piscivore
<i>Stizostedion vitreum</i>	doré	intermédiaire	piscivore
PERCOPSIDAE			
<i>Percopsis omiscomaycus</i>	omisco	intermédiaire	insectivore
SALMONIDAE			
<i>Salmo trutta</i>	truite brune	intermédiaire	insectivore

¹ Âge adulte.

² Crossman et Holm (1994).

³ Scott et Crossman (1974).

lieu, pour certains spécimens, un rapport de nécropsie produit par la faculté de médecine vétérinaire de l'Université de Montréal a permis de préciser la nature de certaines anomalies (Lair et Martineau, 1995).

Les données brutes des caractéristiques de l'habitat, de l'abondance des poissons et de la fréquence des anomalies externes sont disponibles sur demande à la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune.

Traitement des données

Les variables retenues pour caractériser les habitats du poisson et définir les secteurs homogènes sont : (1) la largeur de la rivière (Schlosser, 1991); (2) l'altitude (Boschung, 1987; Beecher *et al.*, 1988); (3) la pente (Huet, 1959; Hocutt et Stauffer, 1975); (4) la profondeur maximale (Aadland, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); (5) la vitesse du courant (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Pusey *et al.*, 1993; Rabeni et Jacobson, 1993); (6) la transparence (Matthews, 1985); (7) le type de substrat dominant (Gorman et Karr, 1978; Rabeni et Jacobson, 1993); (8) l'hétérogénéité du substrat (Paller, 1994); et (9) la densité des macrophytes (Huet, 1959; Matthews, 1985). L'unité de mesure pour la largeur, l'altitude et la profondeur de la rivière est le mètre. La pente est exprimée en mètre par kilomètre. Les autres variables, à l'exception de l'hétérogénéité du substrat, sont des variables qualitatives mais présentent une gradation. Elles ont été codifiées avant d'être traitées et ont pu ainsi être considérées comme des variables semi-quantitatives (tableau 2). L'hétérogénéité du substrat a été calculée au moyen de l'indice de diversité de Shannon-Wiener (Gorman et Karr, 1978; Paller, 1994) appliqué sur les pourcentages de chacun des types de substrat (argile-limon, sable, gravier, galet, bloc, roc) de chaque station.

Une analyse de groupement a été faite sur les caractéristiques d'habitat de l'ensemble des stations avec le logiciel SAS 6.0 (SAS Institute Inc., 1990). Le coefficient d'association utilisé, soit la distance euclidienne, a été calculé à partir des données centrées réduites. Les stations présentant des caractéristiques similaires ont été regroupées à l'aide du groupement par agglomération hiérarchique à liens complets, un type de groupement qui permet de définir des groupes de stations se distinguant par des discontinuités marquées (Legendre et Legendre, 1984). La profondeur maximale n'a pu être évaluée pour plusieurs stations de pêche à gué. Elle a donc été exclue de l'analyse de groupement. La largeur de la rivière a également été exclue. Les deux variables servent à définir le profil transversal de la rivière, facteur qui joue un rôle important pour caractériser les habitats du poisson. Ce profil ne peut pas

être évalué sans la présence simultanée des deux variables.

Tableau 2 Codification de variables utilisées pour l'analyse des habitats du poisson de la rivière Chaudière

Variable	Codification et description			
	1	2	3	4
Vitesse du courant	nulle	lente	modérée	rapide
Transparence	élevée	moyenne	faible	-
Substrat dominant	argile-limon	sable-gravier	bloc-galet	roc
Densité des macrophytes	nulle	faible	modérée	abondante

À chaque station, l'abondance des poissons a été exprimée en prises par unité d'effort (PUE) et en biomasse par unité d'effort (BUE) (annexes 3 et 4). Ces variables traduisent respectivement le nombre total de poissons capturés et la biomasse totale (g) prélevée par minute de pêche, c'est-à-dire pour chaque minute où un courant électrique a été appliqué à la masse d'eau.

La longueur moyenne de la communauté ichthyologique à chaque station (L) est calculée en effectuant une moyenne pondérée de la façon suivante :

$$L = \left[\sum_{i=1}^m (l_i \cdot n_i) \right] / N$$

où

n_i = nombre de poissons capturés de l'espèce i ;

N = nombre total de poissons capturés à la station;

m = nombre total d'espèces à la station;

l_i = longueur moyenne des poissons de l'échantillon appartenant à l'espèce i .

À partir des données de présence-absence de chacune des espèces, une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a été effectuée à l'aide du logiciel R (Legendre et Vaudor, 1991) afin de représenter en espace réduit les groupes de stations ayant des espèces similaires (mode Q). En écologie numérique, cette méthode s'avère utile, particulièrement lorsque les données à traiter sont

qualitatives ou contiennent beaucoup de doubles zéros (Green, 1979; Legendre et Legendre, 1984). Le degré de dépendance entre les différentes stations a été calculé avec le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24}), coefficient qui exclut les doubles zéros (Legendre et Legendre, 1984).

Une analyse de groupement par agglomération hiérarchique à liens complets a ensuite été faite entre les espèces afin de dégager les principales associations de poissons (mode R) de la rivière. Le coefficient d'association de Fager et McGowan (S_{24}) a été utilisé pour le calcul du degré de dépendance entre les espèces.

À chaque station et pour chacune des espèces, le nombre de poissons atteint par des anomalies externes a été calculé en multipliant la proportion de poissons atteint du sous-échantillon examiné par le nombre total d'individus capturés. La somme des valeurs obtenues pour chacune des espèces divisée par le nombre total de poissons capturés à la station multipliée par 100 nous donne le pourcentage de la communauté affectée à chaque station.

Deux indices ont été utilisés pour caractériser la santé des écosystèmes aquatiques : l'indice de *Well Being* (IWB) et l'indice d'intégrité biotique (IIB). L'indice de *Well Being* a été développé par Gammon (1980) dans le but d'évaluer la réponse des communautés ichthyologiques fluviales aux stress environnementaux. Il incorpore à la fois l'abondance, la biomasse ainsi que la diversité spécifique de Shannon :

$$IWB = 0,5 \ln n + 0,5 \ln b + H'_n \text{ et } H'_b$$

n = nombre total d'individus capturés par unité d'effort à chaque station

b = biomasse totale prélevée par unité d'effort à chaque station

$$H'_n = 2,303 [\log_{10} n - (1/n \sum n_i \log_{10} n_i)]$$

$$H'_b = 2,303 [\log_{10} b - (1/b \sum b_i \log_{10} b_i)]$$

n_i = nombre d'individus capturés par unité d'effort pour l'espèce i à chaque station

b_i = biomasse prélevée par unité d'effort pour l'espèce i à chaque station.

Cependant, il arrive que l'IWB ait une valeur élevée en milieux dégradés, parfois même supérieure aux milieux naturels, puisque pour une augmentation de l'abondance des espèces tolérantes à la pollution ne correspond qu'une faible diminution de la diversité (Hughes et Gammon, 1987; OHIO EPA, 1987b). Pour remédier à ce problème, l'indice de *Well Being* peut être modifié (IWBm) en retranchant des variables n et b la contribution en PUE et en BUE des espèces tolérantes à la pollution sans toutefois les retrancher dans le calcul

des indices de Shannon (H'_n et H'_b). En milieux pollués, cette modification augmente la sensibilité de l'indice puisque la valeur alors enregistrée est d'autant plus basse qu'il y a une forte dominance des espèces tolérantes. L'IWBm serait positivement corrélé à la qualité de l'eau et à la qualité de l'habitat (OHIO EPA, 1987b). Il est basé sur la prémisse que les secteurs de rivière les moins affectés par la pollution supportent une plus grande abondance et une plus grande diversité de poissons que les secteurs fortement affectés.

La différence de valeur entre les deux indices (IWB-IWBm) serait une indication directe du degré d'altération des communautés de poissons; plus elle est élevée, plus les communautés sont affectées (OHIO EPA, 1987b). La différence prend une valeur inférieure ou égale à 0,5 pour un écosystème plutôt naturel et supérieure à 1 pour un écosystème dégradé (OHIO EPA, 1987b). Cette interprétation est appuyée par les travaux de Richard (1994 et 1996) et La Violette et Richard (1996) sur les rivières L'Assomption, Saint-Esprit, Saint-François, Magog et Châteauguay. L'application de cet indice nécessite la classification préalable de chacune des espèces en fonction de son niveau de tolérance à la pollution. La classification retenue (tableau 1) a été tirée de Plafkin *et al.* (1989). Le mené de lac (*Couesius plumbeus*) pour lequel l'information n'était pas disponible, a été classifié comme intermédiaire.

L'indice d'intégrité biotique (IIB) initialement développé par Karr (1981) est largement appliqué dans le cadre des activités de suivi biologique (Fausch *et al.*, 1984; Angermeier et Karr, 1986; Karr *et al.*, 1986; Leonard et Orth, 1986; Hughes et Gammon, 1987; Karr *et al.*, 1987; Miller *et al.*, 1988; Crumby *et al.*, 1990; Bramblett et Fausch, 1991; Karr, 1991; Adams *et al.*, 1993; Richard, 1994; 1996; La Violette et Richard, 1996). L'intégrité biotique est définie par Karr et Chu (1995) comme l'état des milieux peu ou pas influencés par des actions humaines; les organismes y vivant étant des produits des processus biogéographiques et évolutifs propres à ces milieux.

Karr (1981) a intégré douze variables portant sur différents aspects de la structure des communautés de poissons. Six concernent la richesse et la composition spécifique, trois l'organisation trophique et trois l'abondance et l'état des poissons. Richard (1994) donne un aperçu de la pertinence de chacune des variables et des considérations écologiques qu'elles sous-tendent. Au Québec, l'indice de Karr ne peut pas être appliqué directement. Les dards et les crapets sont trop peu représentés pour être utilisés. Aussi, le nombre d'espèces et la densité des poissons varient trop en fonction des régions écologiques et de la superficie des bassins de

drainage pour être aisément applicables sans travaux exploratoires préalables (Faush *et al.*, 1984; Larsen *et al.*, 1986). Finalement, la reconnaissance des individus hybrides est une affaire de spécialiste (Bramblett et Fausch 1991) et n'est donc pas facilement utilisable.

Ainsi, des douze variables initiales entrant dans la composition de l'IIB, cinq varient peu d'une région à l'autre (Yant *et al.*, 1984; Hughes et Gammon, 1987; Miller *et al.*, 1988; Plafkin *et al.*, 1989; Crumby *et al.*, 1990; Karr, 1991; Bramblett et Fausch, 1991) et ont donc été retenues telles quelles (2, 3, 4, 5 et 6 au tableau 3), une a été modifiée (7), une ajoutée (1) et six rejetées. Lorsque leur nombre est suffisant, les cyprinidés insectivores (5) sont privilégiés comme variable entrant dans la composition de l'IIB contrairement aux insectivores (Karr *et al.*, 1986) puisque selon Karr (comm. pers., La Violette et Richard, 1996), on peut présumer qu'un groupe restreint de taxons présentera une plus grande homogénéité en matière de physiologie, de taille et d'écologie que le groupe composé de tous les insectivores et que, par conséquent, il sera plus facile d'établir des relations avec la qualité du milieu environnant. La variable ajoutée au calcul de l'IIB, l'indice IWB-IWB_m, intègre des mesures d'abondance (densité et biomasse) et remplace en partie une variable de l'indice de Karr, soit le nombre total d'individus dans l'échantillon. De plus, elle présente l'avantage de ne pas varier en fonction de la superficie des bassins versants et des régions écologiques. L'utilisation de cette variable a été confirmée par Richard (1996) pour les rivières L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau, Saint-François et Magog. L'IIB adapté au Québec intègre donc sept variables, trois mesurant la composition et l'abondance, trois l'organisation trophique et une la condition des poissons.

Les valeurs obtenues pour chacune des variables sont comparées à des critères qui définissent la qualité de l'écosystème (tableau 3). Karr *et al.* (1986) donnent une description détaillée des calculs servant à l'élaboration des critères. Par la suite, une cote est assignée à chaque variable selon sa classification par rapport au critère. La cote prend la valeur 5 pour un écosystème plutôt naturel, 3 pour un écosystème moyennement dégradé et 1 pour un écosystème très dégradé. La somme des cotes définit l'intégrité biotique de l'écosystème au site échantillonné. Elle sera considérée comme excellente pour des valeurs comprises entre 57 et 60, bonne entre 48 et 54, moyenne entre 39 et 45, faible entre 27 et 36 et très faible entre 12 et 24. Aucune classe ne peut être calculée en l'absence de poisson. Les bornes des classes ont été légèrement modifiées par rapport à celles utilisées par Richard (1994, 1996) et La Violette et Richard (1996) afin d'éviter toute ambiguïté lorsqu'on veut définir

l'appartenance d'une station à l'une ou l'autre des classes.

Tableau 3 Critères et cotes associés à chacune des variables utilisées pour former l'indice d'intégrité biotique à partir des caractéristiques des communautés de poissons (adapté de Karr, 1991)

Variable	Cote		
	5	3	1
Composition et abondance			
1. IWB-IWB _m ¹	0-0,5	0,6-1,0	≥ 1,1
2. Nombre d'espèces de Catostomidae	≥ 2	1	0
3. Nombre d'espèces intolérantes	≥ 3	1-2	0
Organisation trophique			
4. Pourcentage d'omnivores	≤ 19 %	20-45 %	≥ 46 %
5. Pourcentage de cyprinidae insectivores	≥ 46 %	45-20 %	≤ 19 %
6. Pourcentage de piscivores	≥ 5,1 %	5-1 %	≤ 0,9 %
État des poissons			
7. Proportion des individus avec une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion, lésions ou tumeurs	0-2 %	2,1-5 %	≥ 5,1 %

¹ Ces cotes sont multipliées par deux afin de tenir compte qu'il s'agit d'une métrique composée de deux variables, soit la densité et la biomasse.

RÉSULTAT ET DISCUSSION

Habitats et associations ichthyologiques

Dans un écosystème non perturbé, les caractéristiques biophysiques du milieu sont les premiers éléments explicatifs de la distribution des poissons (Brown, 1975; Gorman et Karr, 1978; Hughes et Gammon, 1987; Boet *et al.*, 1991; Pusey *et al.*, 1993; Richard, 1994). Une description des tronçons homogènes en termes d'habitats du poisson est donc essentielle avant d'aborder l'analyse de la composition et de l'abondance des poissons en fonction de la pollution du milieu.

L'analyse de groupement effectuée sur les caractéristiques d'habitats de chacune des stations est représentée à la figure 2A. Le dendrogramme schématisé regroupe les stations en trois types d'habitats distincts si l'on utilise la valeur 1,5 comme niveau de fusion (distance euclidienne). Le groupe I comprend cinq stations dont les quatre premières stations de l'embouchure (tableau 4). Ces stations à pentes fortes sont situées à faible altitude (basse Chaudière). La vitesse du courant est relativement rapide, le substrat est grossier et la densité des macrophytes est pratiquement nulle. Le groupe II représente les stations majoritairement situées dans la moyenne Chaudière. Situées à plus grande altitude que les stations du groupe I, ces stations se caractérisent par de faibles pentes et des vitesses de courant généralement lentes. La transparence de l'eau est moyenne. Le type de substrat dominant, l'abondance des macrophytes, la profondeur maximale à la station ainsi que la largeur de la rivière sont très variables d'une station à l'autre. Le groupe III inclut les stations de la haute Chaudière. Situées aux altitudes les plus élevées (de 212 à 385 mètres), elles sont caractérisées par une vitesse du courant plus rapide (modérée), une eau de transparence élevée avec un substrat dominé presque exclusivement par du galet-bloc. Les macrophytes sont quasi absents. Ces stations sont situées en tête de rivière, dans le secteur le plus étroit et le moins profond.

Une analyse similaire à la précédente a été faite en utilisant comme base du groupement la composition spécifique des poissons à chacune des stations (figure 2B). En retenant la valeur 0,25 comme niveau de fusion (similarité), quatre groupes de stations aux peuplements de poissons distincts apparaissent. La relation existant entre l'habitat biophysique et les associations de poissons est particulièrement évidente. Les stations se regroupent à quelques exceptions près (stations 1, 18 et 21) à l'intérieur des mêmes groupes que ceux présentés à la figure 2A. Le peuplement piscicole de la station 1 est particulier. Cette station, soumise aux marées journalières, est située près de l'estuaire, en aval d'importantes chutes infranchissables. L'assemblage d'espèces qui s'y trouve n'est pas représentatif de la rivière Chaudière et subit l'influence du fleuve Saint-Laurent comme le suggère la présence du gaspareau, espèce anadrome. Quatre espèces seulement ont été capturées à cette station. Le groupe II, principalement associé aux eaux rapides de la basse Chaudière, regroupe des stations plus diversifiées, allant de sept à onze espèces réparties en sept familles. Le groupe III, relié aux eaux turbides à courant généralement lent de la moyenne Chaudière, se caractérise par des stations relativement diversifiées, allant de huit à seize espèces réparties en neuf familles. Le groupe IV inclut des stations moins diversifiées,

allant de six à neuf espèces réparties en six familles. Ces stations étant toutes situées en tête de rivière (haute Chaudière) dans un secteur plus étroit et moins profond, une diminution de l'espace vital et les conditions plus variables généralement associées à la tête des cours d'eau pourraient être responsables du plus faible nombre d'espèces capturées.

L'analyse de groupement sur les espèces de chacune des stations permet d'identifier trois grandes associations de poissons après partition au niveau de fusion 0,31 (similarité). Ces associations sont représentées aux figures 3 et 4. Une première association (I), dont font partie les espèces comme le crapet de roche et l'achigan à petite bouche, a une distribution se limitant presque exclusivement aux habitats à vitesse de courant lente et aux eaux turbides se situant à des altitudes en bas des monts Notre-Dame (aux environs de Saint-Georges). La deuxième association (II), dont fait partie le meunier noir, est composée d'espèces avec une distribution géographique très large qui ont été capturées à presque toutes les stations. Une troisième association spécifique (III), composée du mulot à cornes, du naseux des rapides et du naseux noir, est surtout liée aux habitats de tête de rivière. Les autres espèces ont une distribution sporadique.

L'étude de Paquet *et al.* (1976) indique pour le secteur de rivière échantillonné à l'époque (du barrage Sartigan à Scott) la présence d'espèces qui n'ont pas été capturées en 1994. Il s'agit de la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*), de l'omble de fontaine (*Salvelinus fontinalis*), du saumon de l'Atlantique (*Salmo salar*) et de la barbotte brune (*Ameiurus nebulosus*). Toutefois, seulement cinq individus au total appartenant aux trois premières espèces ont été capturés. L'absence de capture de ces espèces en 1994 est vraisemblablement l'effet de leur faible densité dans le milieu à moins qu'elles aient disparu de la rivière Chaudière au cours des dernières années.

Densité

Le test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney a permis de vérifier qu'il n'existe pas de différences significatives entre les PUE des stations échantillonnées à gué et celles échantillonnées en embarcation. La variation spatiale de la densité de poissons, exprimée en prise par unité d'effort (PUE), bien qu'extrêmement variable au niveau de la moyenne Chaudière (entre Saint-Georges et Scott) (figure 5A), diminue de l'amont vers l'aval tel que l'indique l'analyse du coefficient de corrélation de Spearman entre les PUE et la superficie cumulative du bassin versant à chaque station ($r_s = -0,41$,

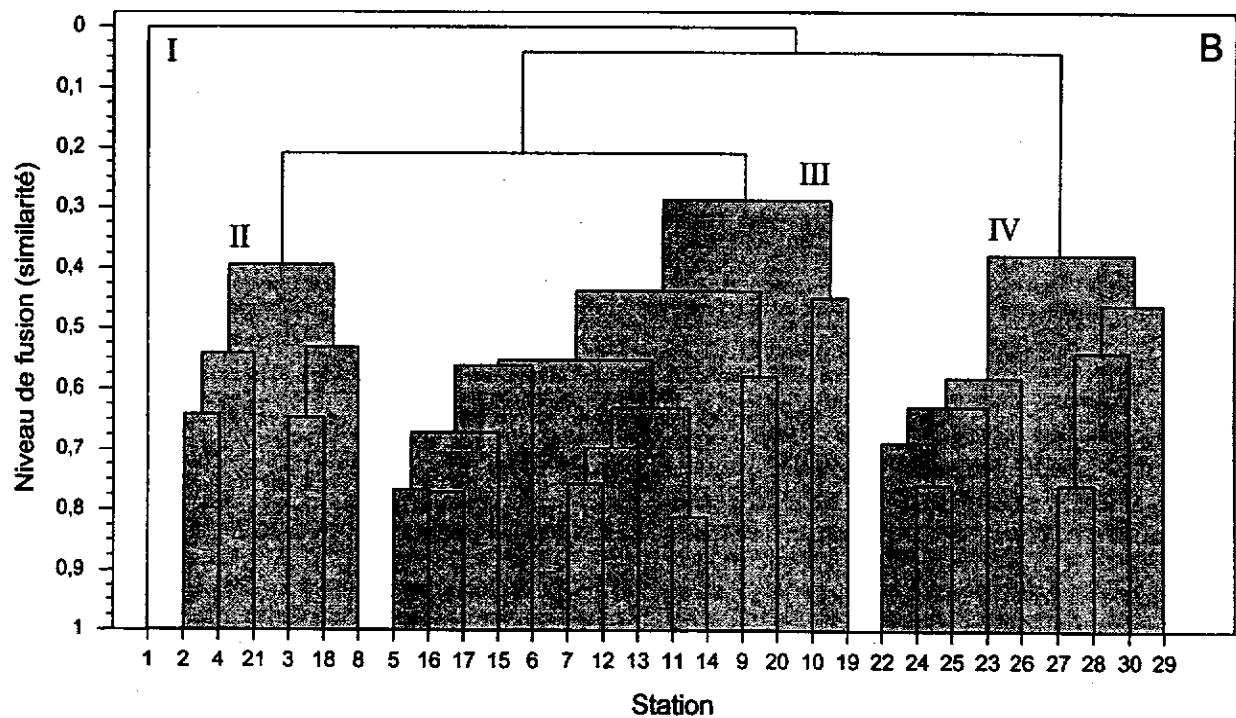
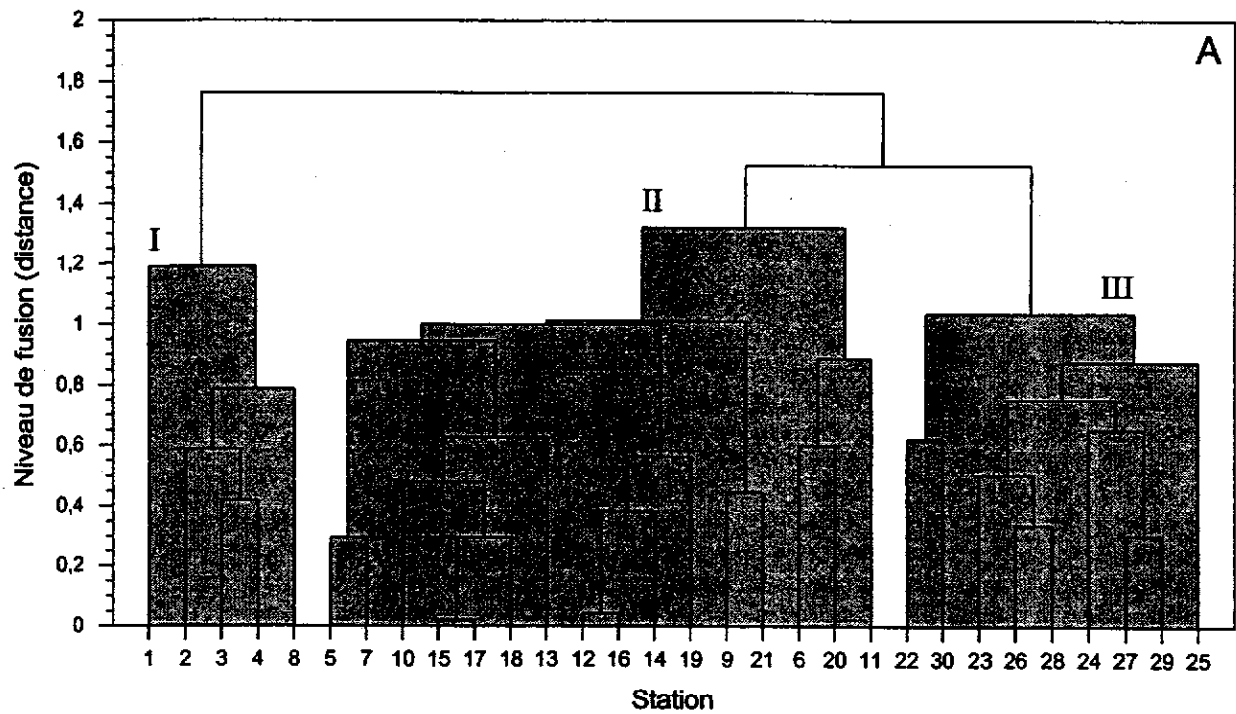


Figure 2 (A) Habitats biophysiques et (B) association de poissons obtenus par analyse de groupement des données de la rivière Chaudière

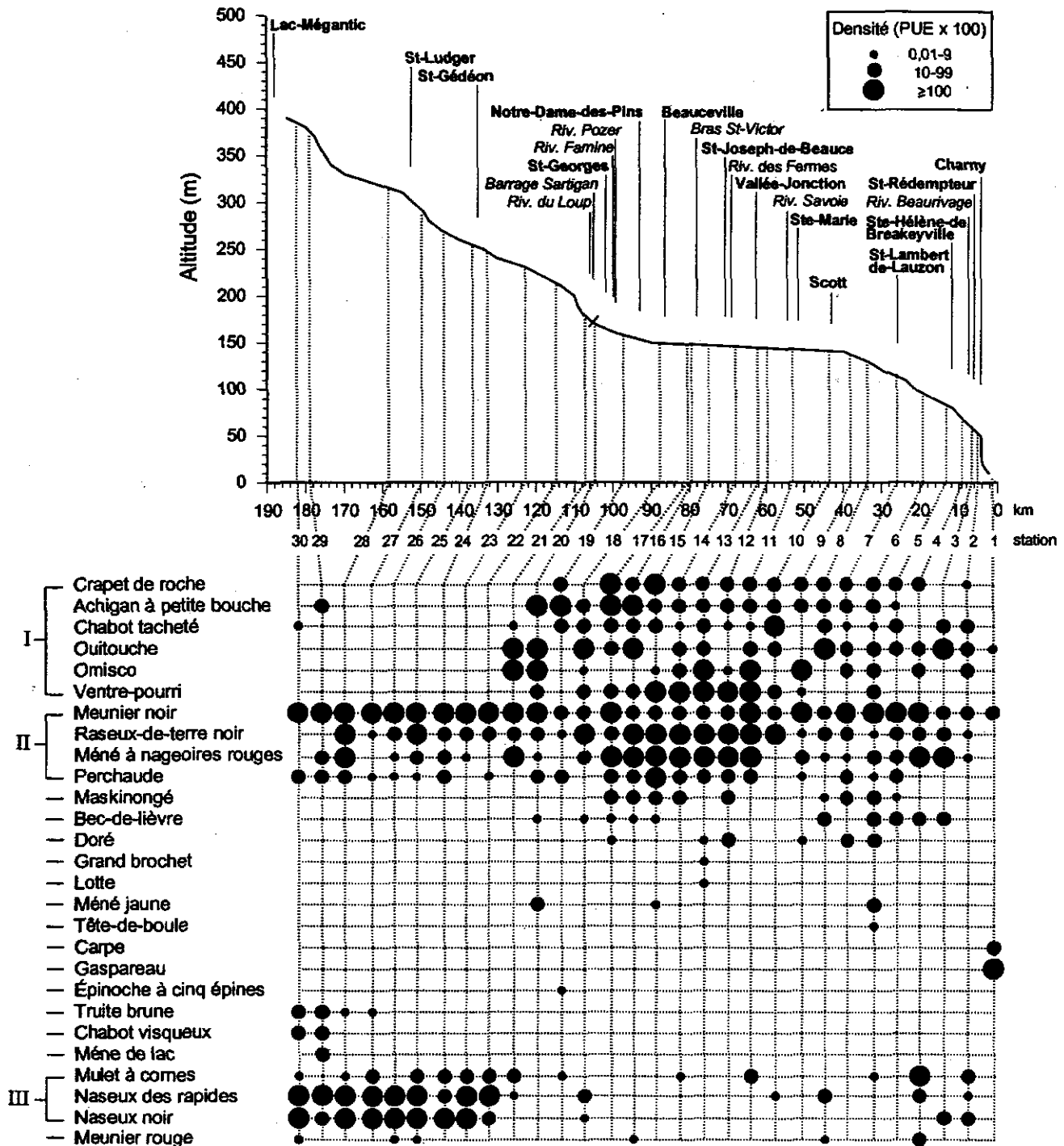


Figure 3 Distribution spatiale de la densité des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

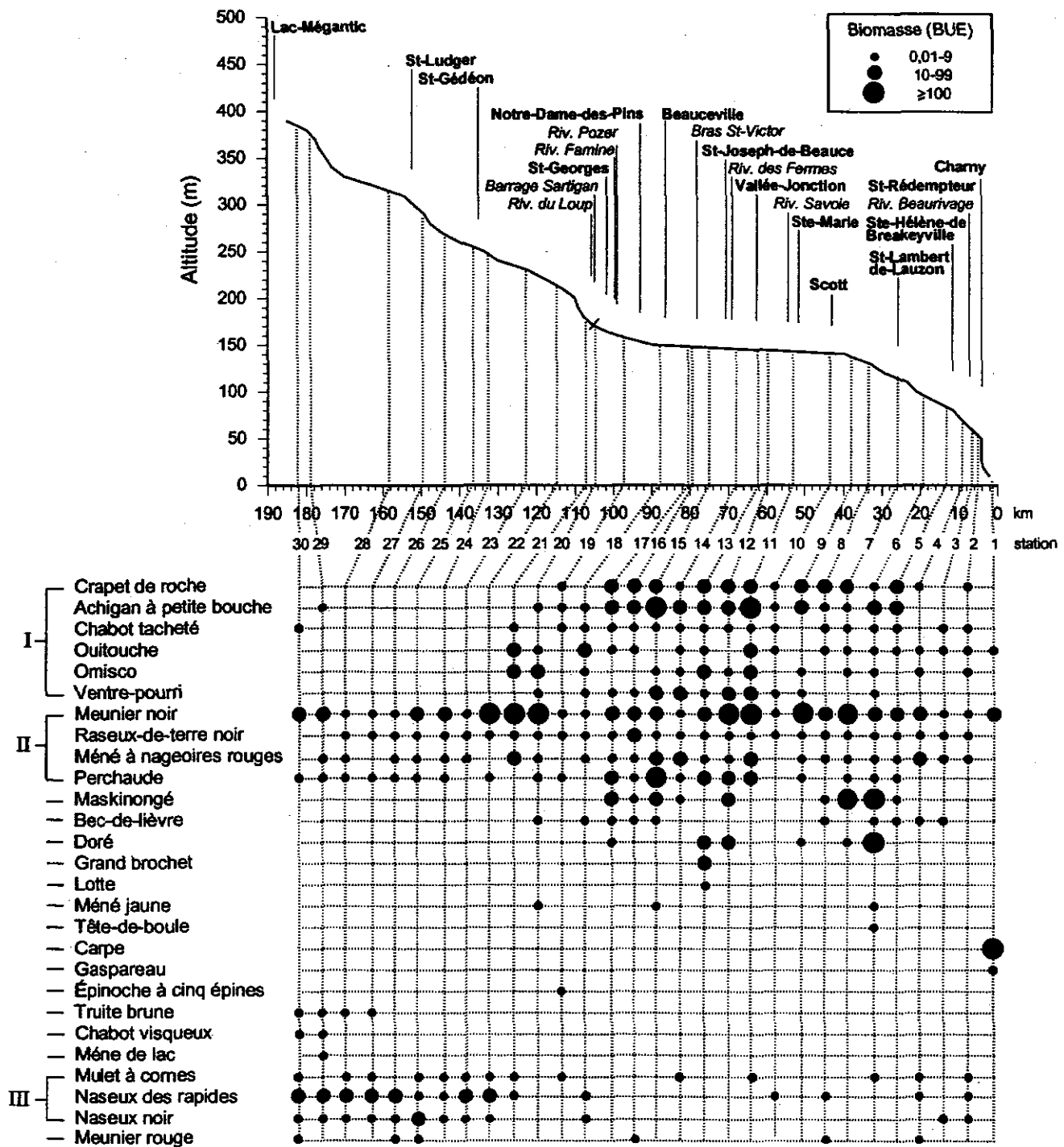


Figure 4 Distribution spatiale de la biomasse des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

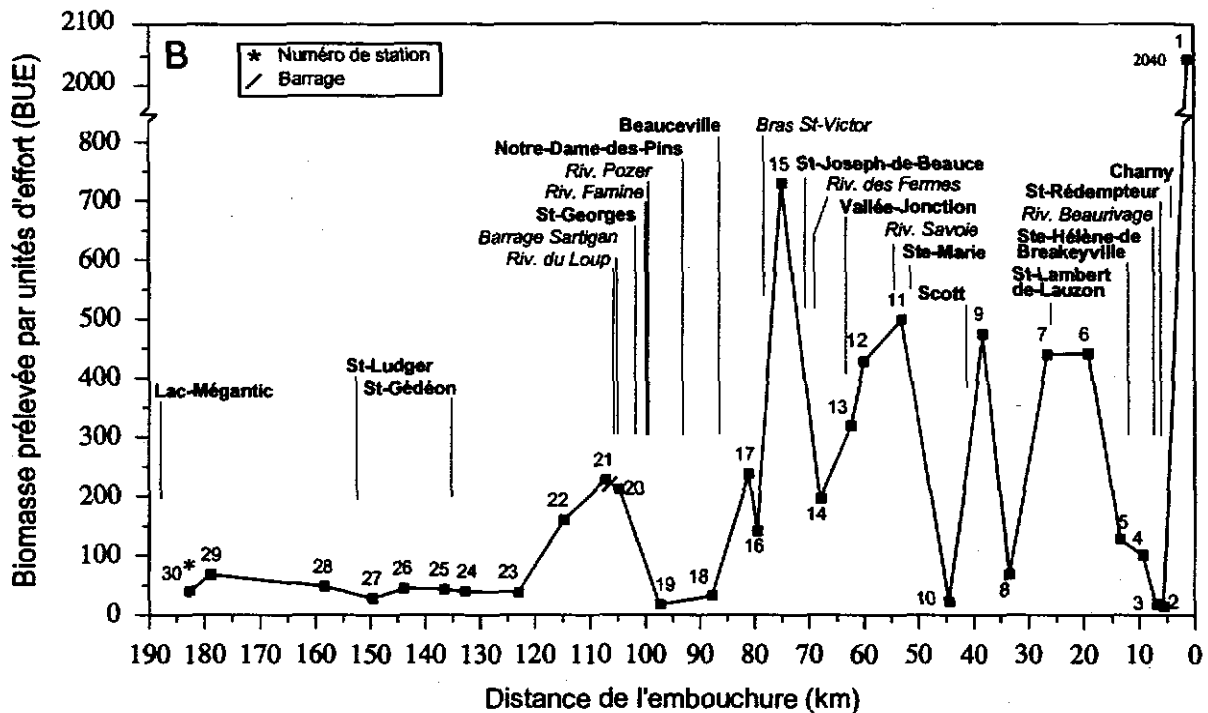
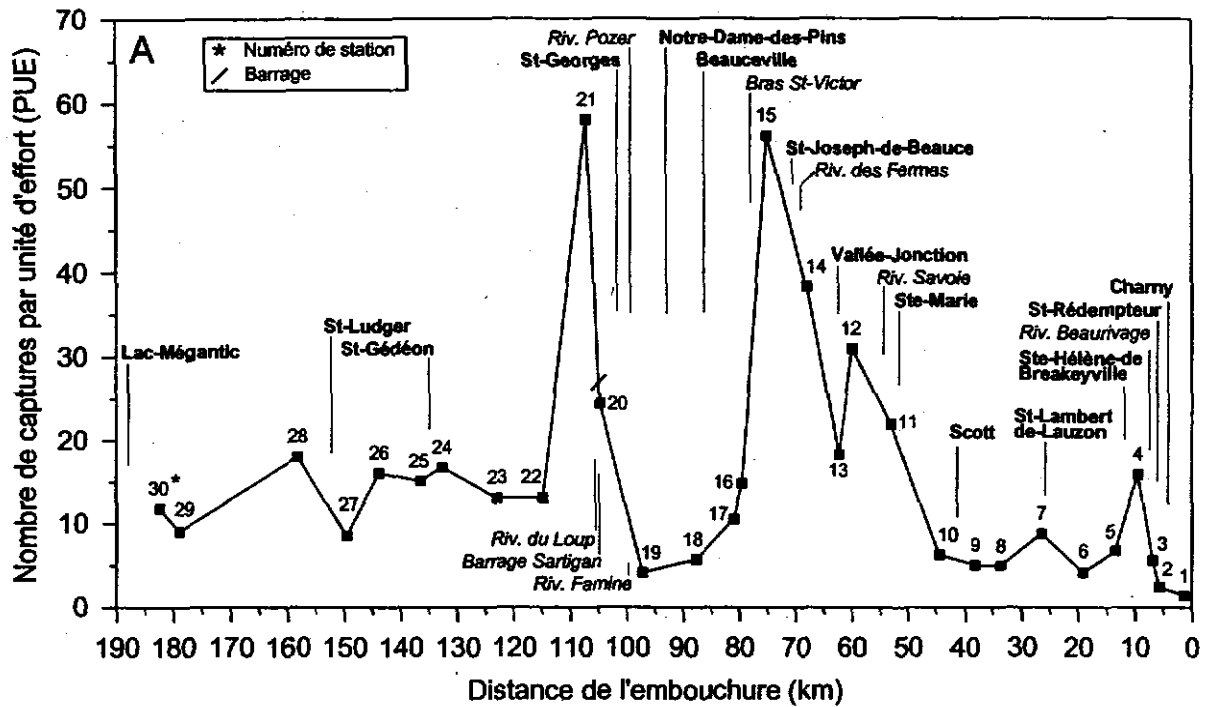


Figure 5 Variation spatiale (A) de la densité et (B) de la biomasse de poissons de la rivière Chaudière

Tableau 4 Caractéristiques des habitats du poisson de la rivière Chaudière

Station	Groupe ¹	Largeur ² (m)	Profondeur maximale ² (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Densité des macrophytes	Hétérogénéité du substrat ³	Altitude (m)	Pente (m/km)
1	I	100	3,0	lente-moderée	moyenne	roc	faible	0,00	6	4,8
2	I	350	≥ 1,0	modérée	faible	galet-bloc	nulle	1,29	55	3,9
3	I	150	≥ 1,2	rapide	moyenne	galet-bloc	nulle	1,16	60	3,9
4	I	200	≥ 0,6	rapide	faible	galet-bloc	nulle	1,00	70	3,9
8	I	250	≥ 0,8	rapide	moyenne	galet-bloc	nulle	0,97	130	1,6
5	II	225	1,6	lente	moyenne	galet-bloc	modérée	2,53	84	2,0
7	II	400	3,0	lente	moyenne	galet-bloc	modérée	1,96	115	1,7
10	II	150	≥ 1,0	lente	moyenne	sable-gravier-galet-bloc	nulle	1,85	141	0,2
15	II	75	2,2	lente	moyenne	galet-bloc	nulle-faible	2,24	147	0,2
17	II	75	2,8	lente	moyenne	galet-bloc	nulle-faible	2,20	148	0,2
18	II	200	≥ 0,9	lente-moderée	moyenne	galet-bloc	faible	2,04	150	0,2
13	II	130	2,2	lente	élevée	sable-gravier	nulle-faible	1,84	145	0,2
12	II	100	3,0	lente	moyenne	argile-limon	faible	1,87	144	0,2
16	II	70	1,8	lente	moyenne	argile-limon	faible	1,96	148	0,2
14	II	100	1,8	lente	moyenne	sable-gravier	faible	1,74	146	0,2
19	II	75	≥ 0,9	lente	moyenne	argile-limon	modérée	1,57	158	1,1
9	II	300	4,0	lente	faible	sable-gravier	faible	2,21	138	1,6
21	II	175	3,4	lente	faible	sable-gravier	nulle	2,01	170	2,6
6	II	170	5,0	lente	moyenne	galet-bloc-roc	faible-moderée	1,00	94	1,8
20	II	125	≥ 1,0	lente	faible	galet-bloc	faible	0,57	170	2,6
11	II	100	1,5	lente	moyenne	sable-gravier	nulle	0,57	143	0,2
22	III	100	≥ 0,9	modérée	élevée	galet-bloc	modérée	2,17	212	2,9
30	III	35	0,9	modérée	élevée	galet-bloc	modérée	1,65	385	1,9
23	III	80	≥ 0,8	modérée	élevée	galet-bloc	nulle	1,59	231	1,3
26	III	90	≥ 0,7	modérée	élevée	galet-bloc	faible	1,02	268	2,1
28	III	60	0,4	modérée	élevée	galet-bloc	faible	1,59	315	1,4
24	III	60	≥ 1,0	modérée	moyenne	galet-bloc	nulle	1,94	247	2,9
27	III	60	≥ 0,7	modérée	élevée	galet-bloc	nulle	1,72	291	3,6
29	III	40	≥ 1,0	modérée	élevée	galet-bloc	nulle	1,69	376	4,4
25	III	100	≥ 0,7	lente	élevée	roc	nulle	1,99	255	1,6

¹ Groupes obtenus par analyse de groupement.² Variables non retenues dans l'analyse de groupement.³ Indice de diversité de Shannon-Wiener.

$P = 0,02$) (annexe 5). Les densités de poissons sont relativement stables dans le secteur de la haute Chaudière (entre Lac-Mégantic et Saint-Georges), variant de 9 à 18 PUE et deviennent très variables, particulièrement entre Saint-Georges et Scott, variant de 1,5 à 58 PUE. À partir de Scott jusqu'à l'embouchure, les densités sont plus stables et demeurent à des niveaux inférieurs à ceux des communautés trouvées à la tête de rivière. Toutefois, ce dernier phénomène ne permet pas à lui seul de penser que les 45 kilomètres de rivière avant l'embouchure sont en mauvais état. En effet, selon plusieurs auteurs, une baisse de densité de poissons de l'amont vers l'aval est prévisible (Thompson et Hunt, 1930 cité par Odum, 1971; Larimore et Smith, 1963; Miller *et al.*, 1988) et serait le reflet d'un transfert de la composition des communautés vers des individus de plus grande taille mais en faible abondance (Schlosser, 1987). Pour la rivière Chaudière, il y a en effet une augmentation de la taille moyenne des captures de l'amont vers l'aval (figure 6).

La figure 3 présente la distribution, de l'amont vers l'aval, de la densité des 27 espèces recensées dans la rivière Chaudière. L'analyse de groupement sur les espèces a permis d'ordonner les espèces de ce graphique selon leur degré d'association. Pour l'ensemble de la rivière, le ventre-pourri, le meunier noir, le naseux des rapides, le méné à nageoires rouges et l'omisco sont, dans l'ordre, les espèces les plus abondantes. Elles s'approprient respectivement 18 %, 16 %, 15 %, 13 % et 12 % des captures. Les espèces dominantes selon les groupes d'habitats biophysiques (figure 2A) sont le méné à nageoires rouges (29 %), le meunier noir (28 %), et la outouche (12 %) pour le groupe I. Le ventre-pourri (28 %), l'omisco (22 %) et le méné à nageoires rouges (17 %) dominent aux stations du groupe II. Le naseux des rapides (42 %), le meunier noir (32 %) et le naseux noir (15 %) prévalent aux stations du groupe III d'habitat.

Biomasse

La biomasse totale prélevée par unité d'effort (BUE) est basse et plutôt stable dans la partie amont de la rivière (stations 23 à 30) (figure 5 B), variant de 29 à 68 BUE. Pour le reste de la rivière, la biomasse est plus élevée et très variable d'une station à l'autre, oscillant de 15 à 2 040 BUE. Les biomasses récoltées lors de la pêche à gué sont significativement inférieures à celles récoltées en embarcation selon un test non paramétrique de Wilcoxon-Mann-Whitney ($P = 0,0001$). Ceci s'explique en termes de caractéristique d'habitat. En effet, la pêche à gué est utilisée lorsque l'échantillonnage en embarcation n'est plus possible à cause de la profondeur de l'eau. La pêche à gué a donc lieu dans des habitats peu profonds, généralement à courants plus rapides; et

ces milieux sont généralement moins productifs que les milieux plus profonds. Il n'est toutefois pas exclu qu'il y ait un biais dans la méthode d'échantillonnage et que la biomasse des stations pêchées à gué soit sous-estimée par rapport à celles pêchées en embarcation. Si tel était le cas, le biais ferait en sorte que les différences attendues entre les deux types d'habitats seraient amplifiées.

Il n'existe aucune corrélation (coefficient de Spearman) entre la biomasse et la superficie cumulative du bassin versant. Il n'y a également pas de relation significative entre la variation spatiale des BUE et la variation spatiale du phosphore et de l'azote, généralement reliés à la productivité du milieu. Il semble donc que les concentrations du milieu en éléments nutritifs affectent peu les variations de la biomasse.

La distribution spatiale de la biomasse prélevée par unité d'effort pour chacune des espèces est présentée à la figure 4. Pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez la carpe, le meunier noir, l'achigan à petite bouche, le maskinongé et le crapet de roche. Ces espèces représentent respectivement 29 %, 23 %, 11 %, 6 % et 6 % de la biomasse totale.

A l'intérieur du groupe I d'habitats biophysiques (figure 2A), la biomasse totale est principalement attribuable à la carpe qui représente à elle seule 90 % de la biomasse. Pour le groupe II d'habitat, l'essentiel de la biomasse est distribué entre le meunier noir (32 %), l'achigan à petite bouche (18 %) et le maskinongé (10 %). Le meunier noir, le naseux des rapides et le naseux noir totalisent respectivement 45 %, 34 % et 10 % de la biomasse totale du groupe III d'habitat.

Nombre d'espèces

De façon générale, le nombre d'espèces a tendance à augmenter de l'amont vers l'aval de la rivière (figure 7A). Il n'existe toutefois pas de différence significative entre le nombre d'espèces capturées et la superficie du bassin versant aux différents points d'échantillonnage. Cependant, il y a une différence significative entre le nombre d'espèces des stations échantillonnées à gué et celles échantillonnées en embarcation (test de Wilcoxon-Mann-Whitney, $P = 0,0006$). Ceci peut être, comme pour la biomasse, le reflet des caractéristiques des habitats. Les stations pêchées à gué, parce qu'elles sont moins profondes que les stations échantillonnées en embarcation, sont également des milieux théoriquement moins diversifiés en termes d'espèces.

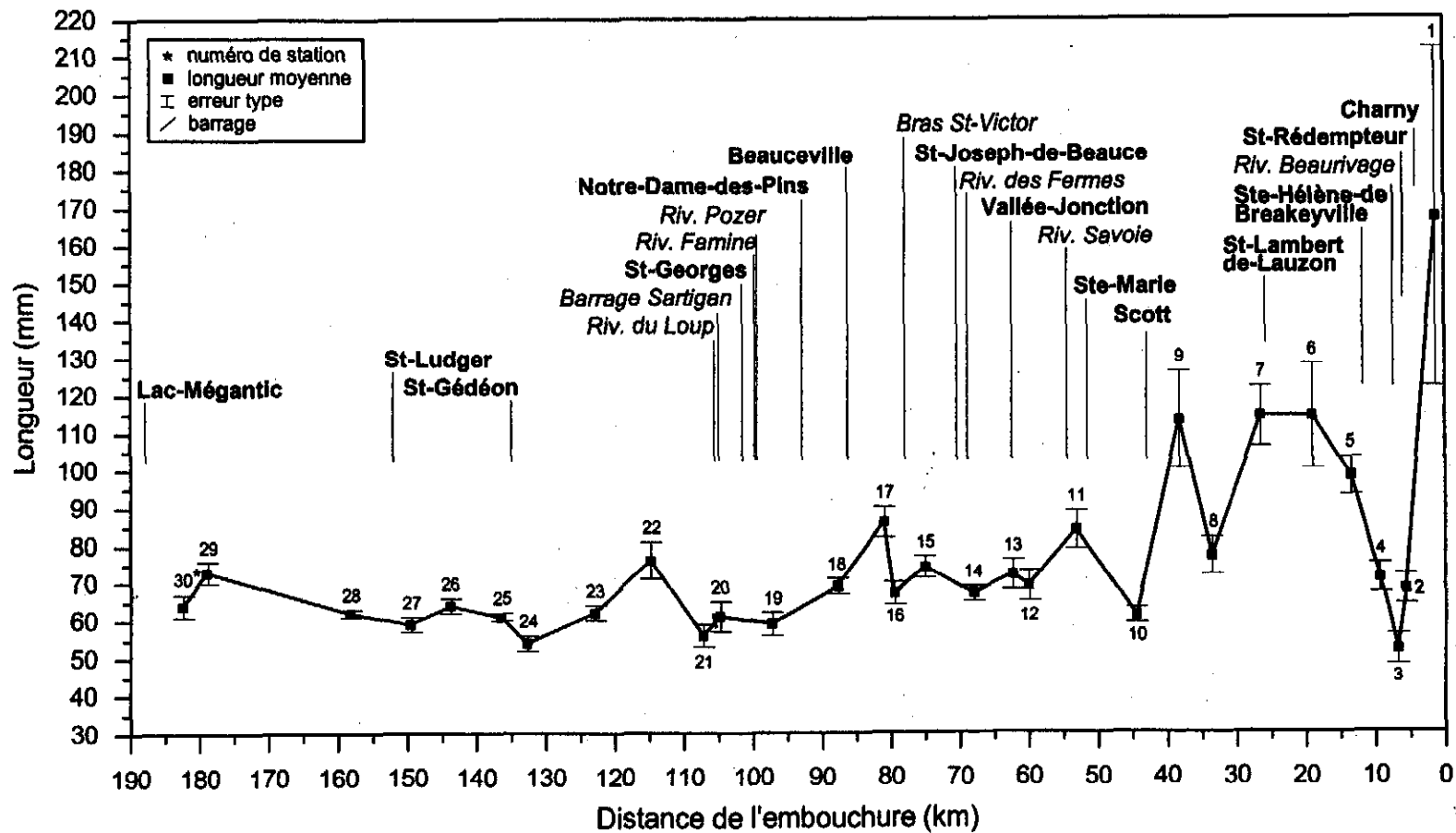


Figure 6 Variation spatiale de la longueur moyenne de la communauté des poissons de la rivière Chaudière

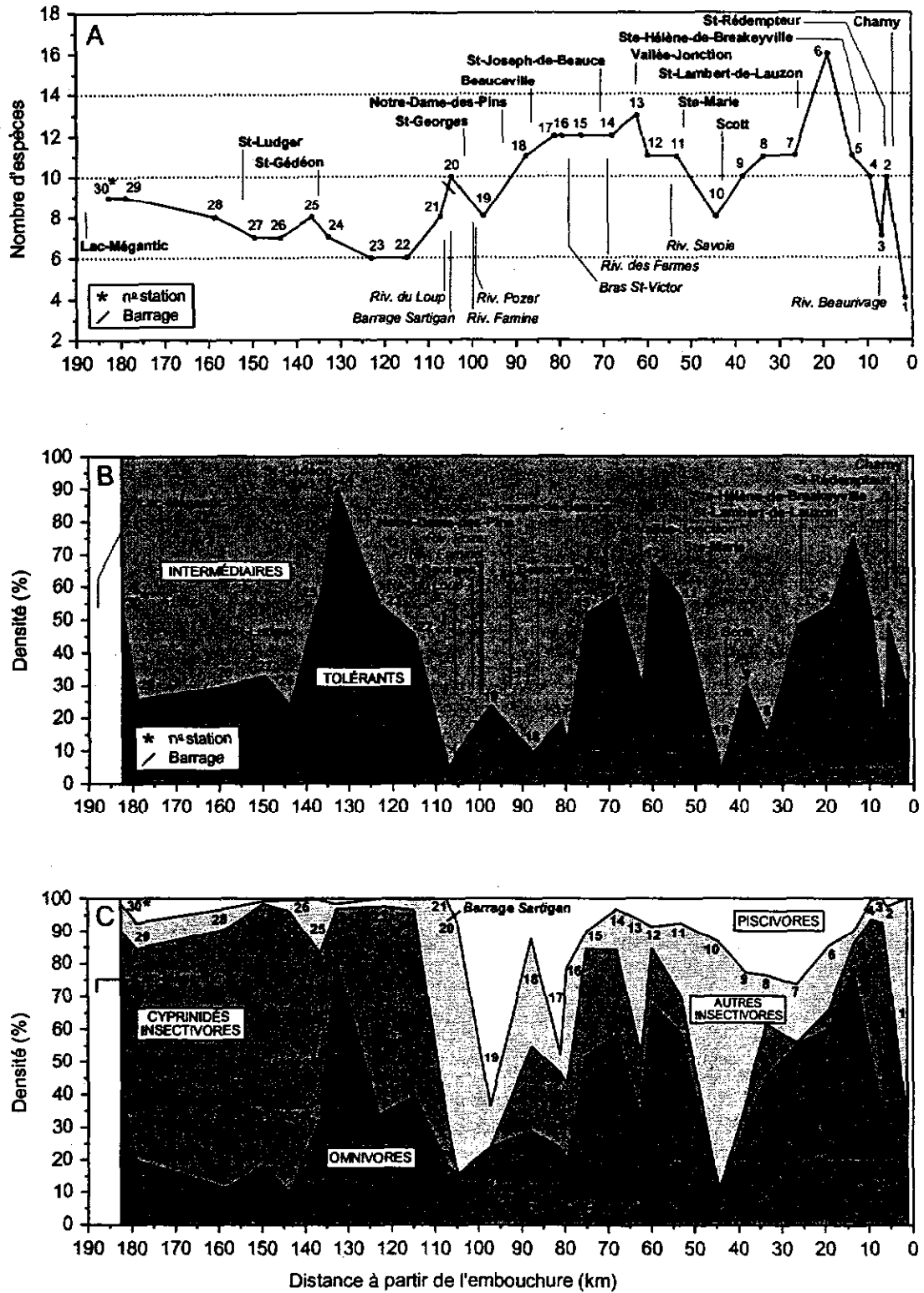


Figure 7 Variation spatiale (A) du nombre d'espèces de poissons de la rivière Chaudière, (B) de la densité relative des poissons classés selon leur tolérance à la pollution et (C) de leur niveau trophique

L'augmentation du nombre d'espèces de la tête des rivières vers l'embouchure est un phénomène bien documenté et observé par Richard (1994, 1996) sur les rivières de l'Achigan, Ouareau et Saint-François au Québec. Ce phénomène s'explique par le fait qu'habituellement, vers l'aval, les rivières sont plus grosses et plus profondes. La diversité de l'habitat s'accroît et les conditions environnementales sont plus stables. Plusieurs de ces facteurs contribuent à l'augmentation de l'espace vital, ce qui favorise un plus grand nombre d'espèces (Jenkins et Freeman, 1972; Gard et Flittner, 1974; Gorman et Karr, 1978; Guillory, 1982; Boschung, 1987; Beecher *et al.*, 1988; Rahel et Hubert, 1991).

Par contre, la baisse locale du nombre d'espèces en aval de Saint-Gédéon (stations 23 et 22), en aval de Saint-Georges (station 19) et de Sainte-Marie (station 10) (figure 7 A) peuvent indiquer des perturbations environnementales en raison des apports de polluants en provenance de ces centres urbains. En effet, un des phénomènes souvent observés associés à des perturbations d'origine anthropique est la baisse du nombre d'espèces (Goldstein, 1981; Rapport *et al.*, 1985; Gray, 1989. L'effet des pressions de pollution sur la baisse de diversité spécifique semble particulièrement évident de la station 5 vers l'embouchure. Ce secteur reçoit les effluents non traités de Charny, de Saint-Nicolas, d'une partie de Saint-Romuald, d'une partie de Saint-Rédempteur et de plusieurs établissements industriels et des apports de polluants du bassin de la rivière Beauvillage, fortement dominée par l'agriculture.

Le nombre particulièrement élevé d'espèces à la station 6 par rapport aux autres sites (16 espèces) serait relié en partie à la grande diversité d'habitats trouvée dans ce secteur de la rivière (îles, rapides, hauts-fonds et eaux profondes).

Niveau de tolérance à la pollution

Il y a des pics d'abondance d'espèces tolérantes à la pollution immédiatement en aval de Lac-Mégantic (station 30), entre l'amont de Saint-Gédéon et la rivière du Loup (stations 25 à 22), entre la confluence avec le Bras Saint-Victor et Sainte-Marie (stations 15 à 11) et finalement entre Saint-Lambert-de-Lauzon et l'embouchure (stations 7 à 1, exception faite de la station 3) (figure 7 B). Pour tous ces secteurs, la densité relative des espèces tolérantes varie de près de 30 % à 90 % alors qu'elle est habituellement inférieure à 25 % dans les milieux non perturbés par la pollution ou par la dégradation des habitats (Richard 1994). Le ventre-pourri ainsi que le meunier noir représentent respectivement 47 % et 40 % de la densité des espèces tolérantes à la pollution.

Aucune espèce intolérante à la pollution n'a été échantillonnée dans la rivière Chaudière. Il s'agit là d'un phénomène jamais observé dans les rivières du Québec pour lesquelles l'intégrité biotique a été étudiée (Richard 1994 et 1996, La Violette et Richard, 1996). Parmi les espèces intolérantes observées lors de ces dernières études, certaines ont des aires de distribution connues n'incluant pas la rivière Chaudière comme le suceur jaune (*Moxostoma valenciennesi*), le mené pâle (*Notropis volucellus*) et le crapet à longues oreilles (*Lepomis megalotis*); d'autres par contre seraient susceptibles de s'y trouver comme le museau noir (*Notropis heterolepis*) et la truite arc-en-ciel (*Oncorhynchus mykiss*) (Scott et Crossman, 1974). Pour le moment, tout porte à penser que l'absence d'espèces intolérantes dans la rivière Chaudière soit liée aux mauvaises conditions environnementales plutôt qu'à leur aire de distribution naturelle à moins qu'elles aient échappé à la pêche électrique. Selon Karr *et al.* (1986), les espèces intolérantes sont les premières à disparaître à la suite d'une dégradation de la qualité de l'eau ou de l'habitat.

Contrairement à ce que l'importance relative des pressions d'origine agricole ou démographique l'aurait laissé supposer (Simoneau *et al.*, 1998), la partie amont de la rivière, de Lac-Mégantic à l'amont de la rivière du Loup (stations 30 à 22), semble profondément perturbée en deux endroits : en aval de Lac-Mégantic (station 30) et en aval de Saint-Gédéon (station 24). De plus, l'examen des polluants conventionnels (DBO₅, nombre de coliformes fécaux, azote total, phosphore total) n'indique pas des concentrations anormales pour ces secteurs. Le nombre d'industries retenues polluantes (Simoneau *et al.*, 1998) à Lac-Mégantic est toutefois élevé. En 1994, du pyrène a également été détecté dans des cellules à dialyse placées en amont et en aval de Lac-Mégantic par Berryman et Nadeau (1998). Cet hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP) pourrait provenir des Industries manufacturières Mégantic inc., qui en 1994 déversaient des eaux usées dans la rivière. Aussi, un ancien site d'enfouissement de déchets municipaux, situé en amont de Saint-Gédéon, contiendrait des déchets dangereux. Entre 1964 et 1980, ce dépotoir a reçu des déchets domestiques, des déchets industriels, des solvants à forte concentration et des boues de peinture. Les paramètres toxiques associés à la contamination de ce site et de l'eau souterraine étaient les dioxines et les furannes, l'arsenic, le plomb, le fer, le mercure, les BPC, les HAM et les HAP (données non publiées fournies par le Groupe d'étude et de restauration des lieux d'élimination des déchets dangereux, GERLED MENVIQ, 1991). Bien que des travaux de restauration entrepris en 1993 ont permis de confiner ce site et les sols contaminés, les toxiques initialement rejetés dans le milieu aquatique et ayant

contaminé les eaux souterraines auraient encore un effet majeur sur la communauté piscicole. De plus, l'usine Canam Manac à Saint-Gédéon et l'usine de textile C.S.M. Boisvert de Saint-Ludger, située plus en amont (station 27) sont aussi des sources potentielles de toxiques pouvant affecter les poissons. En aval de Saint-Ludger, Berryman et Nadeau (1998) ont d'ailleurs décelé des apports de métaux, de HAP, d'un phthalate, de deux acides gras et d'un composé benzénique.

Après cette forte perturbation en aval de Saint-Gédéon, la densité relative d'individus d'espèces tolérantes diminue jusqu'à la confluence de la rivière avec le Bras Saint-Victor, où il y a de nouveau des signes de perturbations qui se maintiennent, cette fois, jusqu'à l'embouchure (stations 15 à 1) avec quelques signes ponctuels de récupération de l'écosystème entre Sainte-Marie et Saint-Lambert-de-Lauzon. Cette partie de rivière est sujette à une augmentation des pressions industrielles et une augmentation de la densité démographique. Les pressions agricoles résultant des cultures à interligne étroit et de l'élevage augmentent à partir du Bras Saint-Victor et celles découlant de la culture à grand interligne et indirectement de l'application de pesticides augmentent à partir de Scott (Simoneau *et al.*, 1998).

Groupes trophiques

L'évolution spatiale des densités relatives d'omnivores est très similaire à celle des tolérants (figure 7 C), les deux groupes étant majoritairement représentés par les mêmes espèces. La densité relative d'omnivores est plutôt faible dans la partie amont de la rivière. Seule la station située en aval de Saint-Gédéon a des densités d'omnivores supérieures à 45 %, seuil au-dessus duquel Karr *et al.* (1986) considèrent qu'une communauté est perturbée par la pollution. En effet, il est largement reconnu que lorsque les habitats riverains se dégradent, les espèces opportunistes (omnivores) sont avantagées par rapport aux espèces à régime alimentaire plus spécialisé (Karr, 1981; Rapport *et al.*, 1985; Karr *et al.*, 1986; Miller *et al.*, 1988; Gray, 1989).

Plus en aval, la densité des omnivores indique deux secteurs très perturbés soit : de l'embouchure du Bras Saint-Victor jusqu'à Sainte-Marie (stations 15 à 11) et de Saint-Lambert-de-Lauzon jusqu'à Saint-Rédempteur (stations 7 à 2).

En Amérique du Nord, la plupart des cyprinidés sont des insectivores; une détérioration de la qualité de l'eau ou de l'habitat entraîne une diminution de leur densité relative, probablement en réponse à une diminution des insectes comme ressource alimentaire (Karr *et al.*, 1986). Les cyprinidés insectivores de la rivière

Chaudière étant suffisamment nombreux, leur proportion dans les échantillons a été retenue comme variable de l'IIB. Des proportions inférieures à 20 % peuvent signifier un déséquilibre de la chaîne trophique (Karr *et al.*, 1986). Selon cette observation, la proportion de cyprinidés insectivores suggère donc un déséquilibre de la chaîne trophique en aval de Saint-Gédéon (station 24), de Vallée-Jonction à la station en amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (stations 13 à 5), ainsi que de Saint-Rédempteur à Charny (stations 2 et 1). Il existe également un déséquilibre de la chaîne trophique dans le secteur allant de l'amont du barrage Sartigan (station 21) à l'aval de Saint-Georges (station 19). Le barrage pourrait avoir un impact négatif sur les cyprinidés insectivores. L'influence de ce facteur est ici difficile à départager de celle de la pollution.

Les piscivores sont reconnus comme étant un groupe trophique très sensible à la pollution. Selon Karr *et al.* (1986) une proportion supérieure à 5 % est signe d'une communauté viable et en santé. Quatorze des trente stations échantillonnées sur la rivière Chaudière ont des proportions de piscivores inférieures à 5 %. La majeure partie de ces stations se situe dans le secteur amont de la rivière caractérisé par des habitats moins profonds et moins larges avec des courants plus rapides que pour le reste de la rivière. Il est possible que la faible proportion de piscivores s'explique, du moins en partie, par cette différence d'habitat, les grands prédateurs comme le brochet, le maskinongé et le doré n'ayant pas été capturés dans ce secteur. De plus, cette faible proportion de piscivores permet une diminution des pressions de prédation sur les insectivores, ce qui pourrait expliquer la plus forte densité de ces derniers à plusieurs stations du secteur amont de la rivière. Le même phénomène a été observé par Richard (1994) à la tête de la rivière de l'Michigan. Pour le reste de la rivière, la proportion d'individus piscivores suggère une dégradation du milieu en amont et en aval du barrage Sartigan (stations 21 et 20), de l'amont de la rivière Beauvillage à l'embouchure (stations 4 à 1), ainsi qu'à la station en aval de Saint-Joseph-de-Beauce (station 14).

Anomalies externes

La proportion élevée de poissons affectés par des anomalies de type DELT (déformation, érosion, lésion et tumeur) est considérée comme un bon indicateur de sédiments contaminés, de la présence d'effluents insuffisamment ou non traités et de stress intermittents tels les débordements des égouts unitaires ou les eaux de ruissellement (Ohio EPA, 1987a, b; Lyons, 1992; Karr *et al.*, 1986). Les anomalies servent surtout à discriminer les rivières ou les portions de rivière à faible intégrité biotique (Angermeier et Karr, 1986; Ohio EPA, 1987a; Lyons, 1992). Leonard et Orth (1986) ont

d'ailleurs démontré que parmi les variables entrant dans la composition de l'IIB, la proportion des individus avec des anomalies externes de type DELT est celle qui réagissait le plus régulièrement et le plus fortement à une dégradation du milieu.

Dans la rivière Chaudière, 13 des 30 stations échantillonnées ont un pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT supérieures à 2 %, indication selon Karr (1991) d'une détérioration de la santé de la communauté (figure 8). De ces 13 stations, 6 atteignent des proportions de poissons affectés supérieures à 5 %, signe d'une communauté dans un état de santé précaire (Karr, 1991). Les communautés de poissons les plus touchées sont celles en aval de Lac-Mégantic (stations 30 et 29), celles de l'amont de Saint-Lambert-de-Lauzon jusqu'à la station en amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (stations 7 à 5) ainsi que celle en aval de Charny (station 1). Dans ces secteurs à fortes pressions de pollution, le pourcentage d'anomalies varie entre 8 % et 21 %, valeurs similaires à celles enregistrées aux stations les plus polluées des rivières L'Assomption (Richard, 1994) et Saint-François (Richard, 1996). Les espèces les plus affectées sont la carpe (80 %), la truite brune (33 %), le doré (25 %), le maskinongé (15 %) et le chabot visqueux (11 %) (figure 9). L'erreur associée à ces estimations est peut-être élevée puisque, pour ces cinq espèces, l'effectif de l'échantillon analysé était inférieur à 28 individus.

Déformations corporelles

Les déformations corporelles (colonne vertébrale, rayons des nageoires et autres) se trouvent principalement en aval de Saint-Lambert-de-Lauzon (station 6) et en aval de Charny (station 1) (figure 10). Elles sont surtout présentes chez la carpe (6 %), le chabot visqueux (4 %) et le meunier noir (3 %). Ce type d'anomalies peut être causé par de nombreux agents, dont les biphényles polychlorés, les pesticides organochlorés, les insecticides (organophosphorés) et les métaux (cadmium, zinc, mercure, plomb), qui peuvent agir sur le métabolisme des os et modifier leur minéralisation (Bengtsson *et al.*, 1985; Van Den Avyle *et al.*, 1989). Les infections virales, bactériennes et parasitaires peuvent également occasionner des déformations (OHIO EPA, 1987a).

Érosion des nageoires

La proportion de la communauté affectée par l'érosion des nageoires est particulièrement élevée en aval de Lac-Mégantic (stations 30 et 29), de Saint-Lambert-de-Lauzon à Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5) ainsi qu'en aval de Charny (station 1) (figure 10). Les espèces les plus affectées sont la truite brune (33 %), le doré (25 %) et la carpe (20 %). Selon Reash et Berra

(1989), cette anomalie serait probablement la plus fréquente chez les poissons vivant en eaux polluées. Des substances toxiques tels les métaux, les hydrocarbures chlorés, les acides et les alcalis présents dans les sédiments et les rejets municipaux ou industriels pourraient provoquer la précipitation du mucus à la surface des nageoires (Mearns et Sherwood, 1974; Sherwood et Mearns, 1977). Privés de leur couche protectrice, ces organes sont par la suite envahis par des bactéries (*Aeromonas* sp., *Pseudomonas* sp., *Vibrio*, etc.), des champignons et des parasites qui provoquent la destruction des tissus (Mahoney *et al.*, 1973).

Lésions et tumeurs

C'est également dans le secteur de Saint-Lambert-de-Lauzon (station 6) et en amont de Sainte-Hélène-de-Breakeyville (station 5) que se trouvent les plus fortes proportions de poissons affectés par des lésions ou des tumeurs (figure 10). Le maskinongé (8 %) est l'espèce la plus affectée par ces types d'anomalies pour la rivière Chaudière. Les principaux agents présumés responsables des lésions sont les bactéries (*Aeromonas* sp., Myxobactérie), les virus et les protozoaires (Eller, 1975; Gaines et Rogers, 1975; Bursey, 1987; Ohio EPA, 1987c). Beaucoup de ces organismes prolifèrent en présence de la pollution organique, ce qui augmente la susceptibilité des poissons aux infections (Eller, 1975). Les tumeurs, quant à elles, peuvent être d'origine virale ou résulter d'une dégradation de l'environnement (Baumann *et al.*, 1991; Smith, 1994; CCCSF, 1995).

Les proportions des communautés affectées par d'autres types d'anomalies externes pour la rivière Chaudière sont fournies à l'annexe 6. Aucun lien n'est présentement connu entre ces différentes anomalies et des polluants ou des perturbations environnementales quelconques. Dans l'éventualité où de tels liens venaient qu'à être connus, ces renseignements pourront servir à pousser plus loin la connaissance sur la santé des poissons de la rivière Chaudière.

Indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm)

L'indice IWB-IWBm évolue en fonction de la densité et de la biomasse des espèces tolérantes et de leur proportion par rapport aux autres espèces de poissons de la communauté. Plus la densité et la biomasse des espèces tolérantes à la pollution d'une communauté seront élevées par rapport aux autres espèces de la communauté, plus la différence entre l'IWB et l'IWBm sera grande.

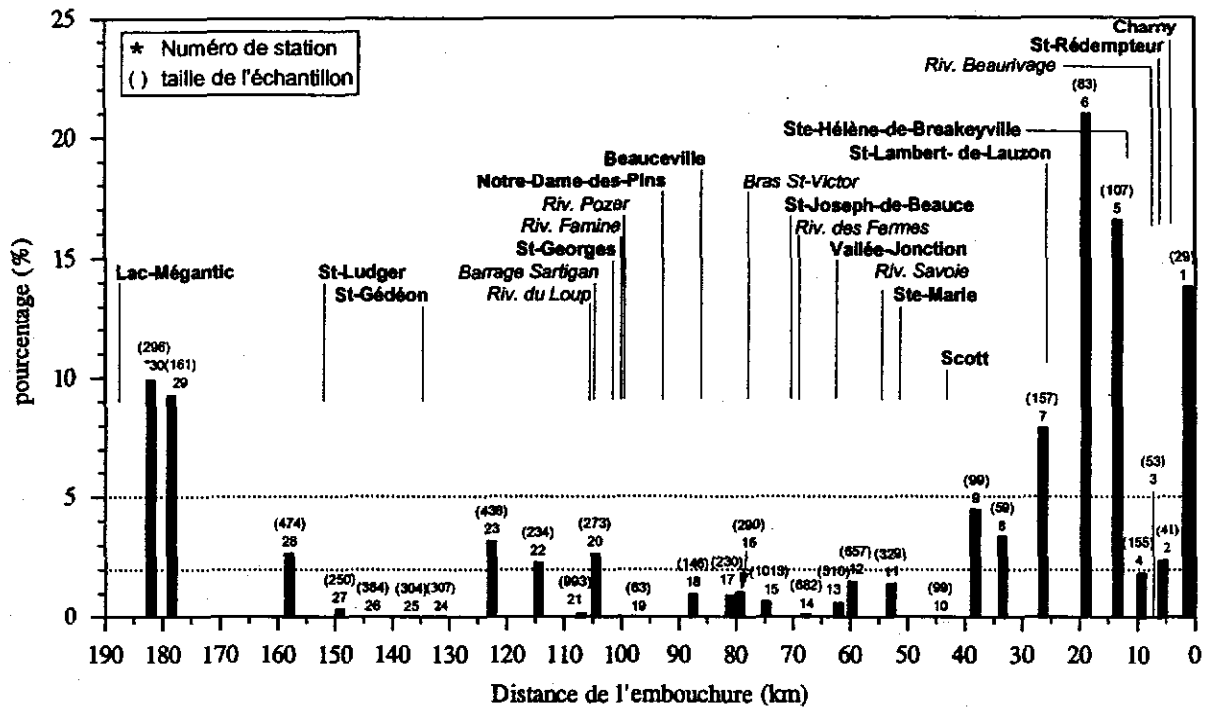


Figure 8 Proportion de la communauté de poissons de la rivière Chaudière affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion ou tumeur

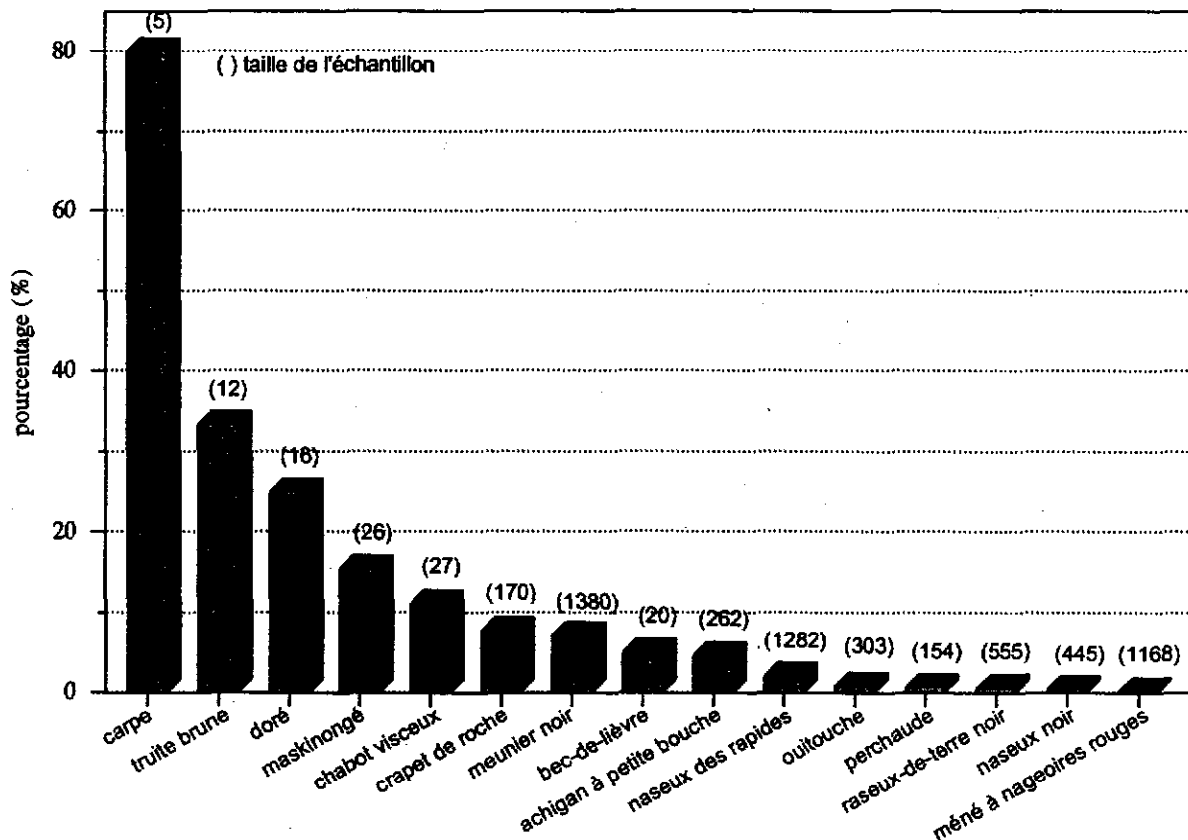


Figure 9 Proportion des individus de chaque espèce de poissons de la rivière Chaudière affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion ou tumeur

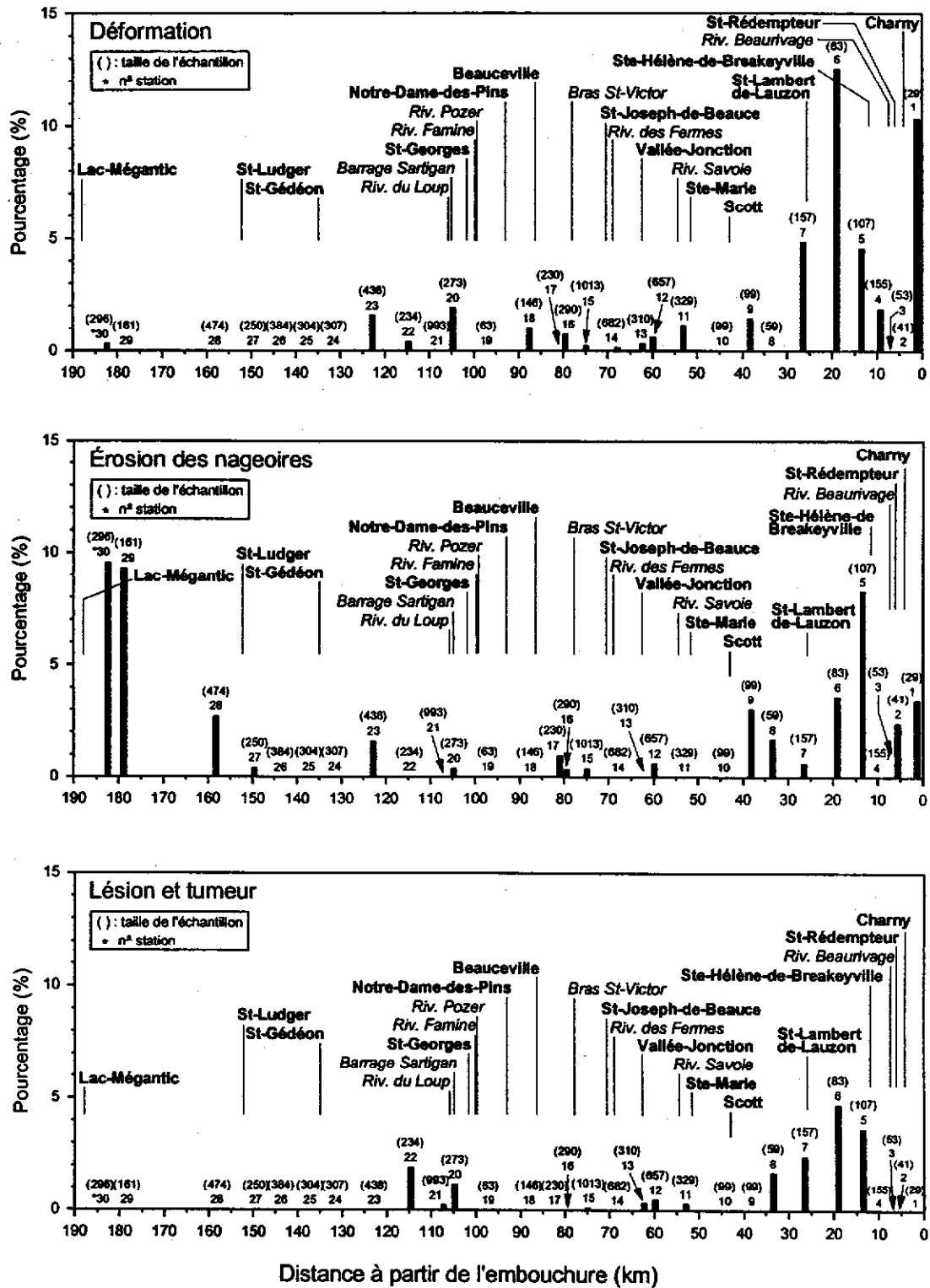


Figure 10 Proportion de la communauté de poissons de la rivière Chaudière affectée par différents types d'anomalies externes

Dans le secteur amont de la rivière (de Lac-Mégantic à l'amont de la rivière du Loup), la différence entre l'IWB et l'IWBm indique une dégradation du milieu (valeurs > 0,5) aux environs de Lac-Mégantic (station 30) et particulièrement aux environs de Saint-Gédéon jusqu'à la limite inférieure de la partie amont de la rivière (stations 25, 24, 23 et 22) (figure 11). Les apports de substances toxiques en provenance de ces deux secteurs (Berryman et Nadeau, 1998) sont mis en cause. Pour la partie aval de la rivière (de l'amont de la rivière du Loup jusqu'à l'estuaire), la différence entre l'IWB et l'IWBm suggère une dégradation croissante pour toute la partie en aval du Bras Saint-Victor jusqu'à l'estuaire (stations 15 à 1) bien que certaines stations (stations 13, 10, 8 et 3) présentent des valeurs inférieures à 0,5 unité. Ces résultats vont de pair avec une augmentation graduelle des activités urbaines, industrielles et agricoles de ce secteur (Simoneau *et al.*, 1998).

Tout comme pour la rivière Chaudière, Richard (1994, 1996) et La Violette et Richard (1996) ont également pu observer des valeurs élevées d'IWB-IWBm en aval de sources importantes de pollution, notamment sur les rivières L'Assomption, Saint-François et Châteauquay.

Indice d'intégrité biotique (IIB)

Le tableau 5 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) ainsi que la contribution de chacune des sept variables de cet indice. L'indice d'intégrité biotique se veut la synthèse de l'information la plus pertinente pour statuer sur la santé de l'écosystème aquatique le long de la rivière (figure 12). Le secteur amont de la rivière Chaudière a une intégrité biotique allant de moyenne à bonne sur les 50 premiers kilomètres (stations 30 à 26) avec une valeur faible en aval de la municipalité de Lac-Mégantic (station 30). L'examen de la métrique de la proportion de poissons ayant des anomalies de type DELT suggère un problème de pollution à la station 30. En effet, selon Leonard et Orth (1986), le pourcentage de poissons affectés par des anomalies de type DELT n'augmente pas de façon substantielle tant que le milieu n'a pas atteint un niveau élevé de dégradation. Or, la proportion de poissons affectés y atteint des proportions qui n'ont été observées sur la rivière Chaudière que dans le tronçon aval de la rivière (stations 7, 6, 5 et 1) à très faible indice d'intégrité biotique.

L'indice d'intégrité biotique baisse de façon marquée à la hauteur de Saint-Gédéon. Il passe de la cote moyenne (station 25) à très faible (station 24). La structure de la communauté s'y trouve complètement perturbée avec une chute importante de la densité des cyprinidés insectivores, jusque là dominants, au bénéfice des

omnivores. La communauté est alors composée presque exclusivement d'espèces tolérantes et l'indice de dégradation des communautés (IWB-IWBm) atteint une des valeurs les plus élevées de la rivière. Il y a très certainement une cause importante de dégradation du milieu près de Saint-Gédéon car les pressions agricoles ne sont pas de nature à engendrer un tel phénomène et les caractéristiques d'habitat ou d'hydrologie ne peuvent vraisemblablement pas non plus l'expliquer. Les causes potentielles sont l'entreprise industrielle Canam Manac à Saint-Gédéon et la contamination des sols et de la nappe phréatique par les déchets de cette même entreprise à l'ancien site d'enfouissement de la ville. L'usine de textile C.S.M. Boisvert de Saint-Ludger, située plus en amont, est également une source potentielle de toxiques. Des apports de métaux, d'un phthalate, de deux acides gras et d'un composé benzénique ont d'ailleurs été décelés en aval de cette ville (Berryman et Nadeau, 1998). Bien que non perceptible à cette hauteur, l'impact de ces contaminants sur le poisson pourrait se faire sentir plus loin vers l'embouchure et être un autre facteur explicatif de la chute de l'intégrité biotique notée en aval de Saint-Gédéon. L'impact de l'ensemble de ces rejets se ferait sentir jusqu'à la station 22, soit sur plus de 20 kilomètres.

Par la suite l'IIB remonte graduellement jusqu'en amont du Bras Saint-Victor, où il atteint la cote bonne (48 unités). En aval du Bras Saint-Victor, l'IIB devient très instable et atteint des valeurs de plus en plus faibles, passant d'un IIB moyen à faible jusqu'aux environs de Scott, puis l'IIB oscille de moyen à très faible jusqu'à l'embouchure. L'écosystème semble récupérer après Sainte-Hélène-de-Breakeyville (stations 4 et 3) en amont de laquelle l'IIB était très faible (20 unités) pour chuter de nouveau de façon importante à partir de Saint-Rédempteur jusqu'en aval de Charny, où l'IIB est qualifié de très faible (station 1). De forts taux d'anomalies externes, une organisation trophique déséquilibrée et des valeurs élevées de l'IWB-IWBm sont les variables qui contribuent le plus à la chute de l'IIB au fur et à mesure que l'on se déplace vers l'embouchure.

Selon plusieurs auteurs (Rankin et Yoder, 1990; Karr *et al.*, 1987; Fore *et al.*, 1994; Simons et Lyons, 1995), la variabilité de l'IIB est plus grande aux sites de faible intégrité biotique par rapport à ceux à haute intégrité biotique dans plusieurs cours d'eau. D'après Karr (1991), la variabilité doit être interprétée comme une partie du signal plutôt que comme un bruit de fond. Ainsi, la baisse quasi graduelle de l'IIB à partir du Bras Saint-Victor jusqu'à l'embouchure associée à une grande variabilité de l'indice serait donc une indication supplémentaire d'un écosystème perturbé par la

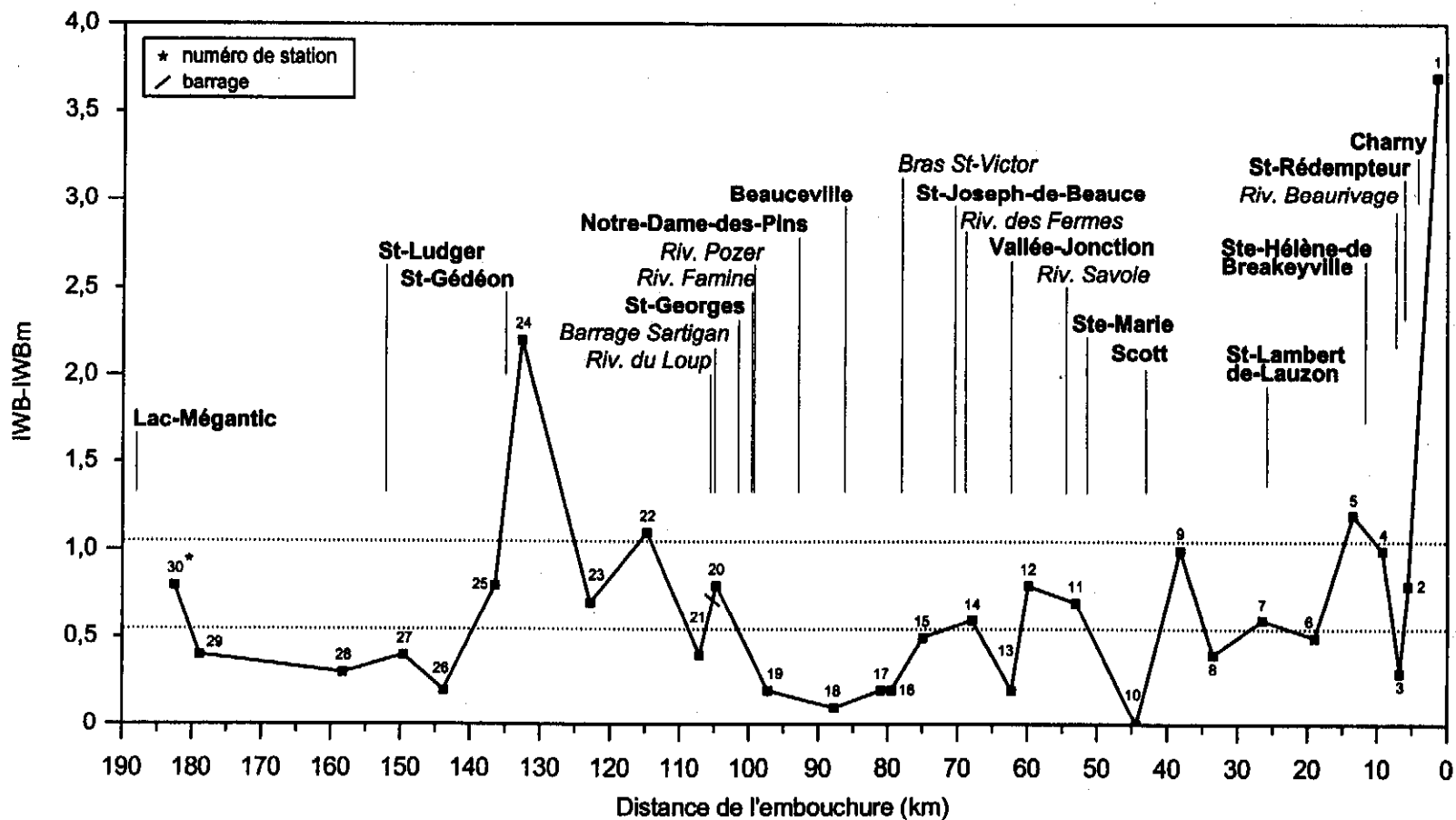


Figure 11 Variation spatiale de la différence entre l'indice de *Well Being* (IWB) et l'indice de *Well Being modifié* (IWBm) sur la rivière Chaudière

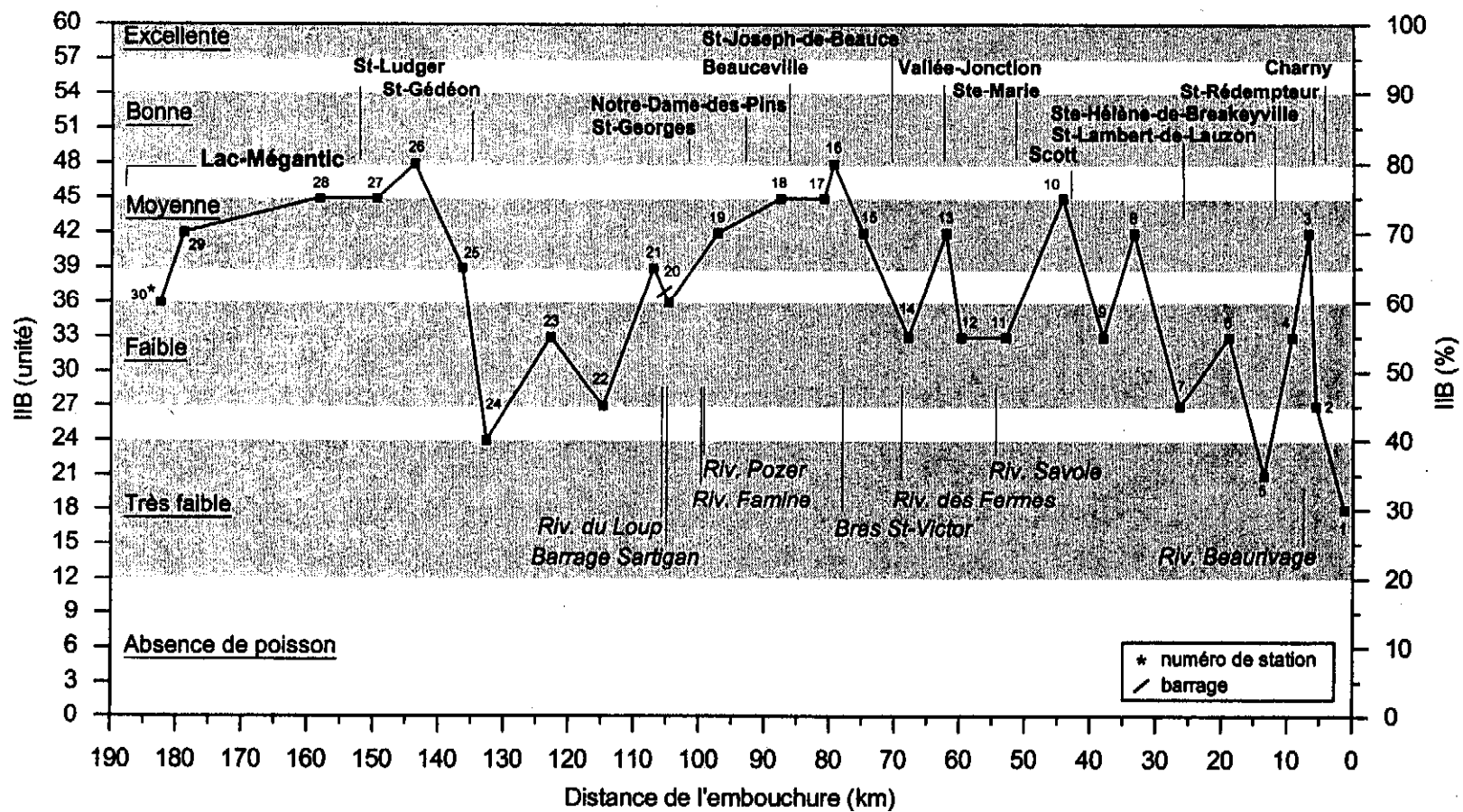


Figure 12 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière

Tableau 5 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique de la rivière Chaudière

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec des anomalies externes ¹ (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	Indice d'intégrité biotique (x 1,5)
1	31 [3]	0 [1]	0,0 [1]	13,8 [1]	0 [1]	1 [3]	3,7 [2]	18
2	71 [1]	10 [1]	2,4 [3]	2,4 [3]	0 [1]	1 [3]	0,8 [6]	27
3	34 [3]	58 [5]	0,0 [1]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,3 [10]	42
4	51 [1]	43 [3]	0,6 [1]	1,9 [5]	0 [1]	2 [5]	1,0 [6]	33
5	79 [1]	8 [1]	9,7 [5]	16,5 [1]	0 [1]	1 [3]	1,2 [2]	21
6	60 [1]	6 [1]	14,5 [5]	21,0 [1]	0 [1]	1 [3]	0,5 [10]	33
7	55 [1]	1 [1]	26,1 [5]	7,9 [1]	0 [1]	1 [3]	0,6 [6]	27
8	45 [3]	17 [1]	23,3 [5]	3,4 [3]	0 [1]	2 [5]	0,4 [10]	42
9	31 [3]	7 [1]	22,4 [5]	4,5 [3]	0 [1]	1 [3]	1,0 [6]	33
10	10 [5]	1 [1]	13,1 [5]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,0 [10]	45
11	59 [1]	12 [1]	7,6 [5]	1,4 [5]	0 [1]	1 [3]	0,7 [6]	33
12	68 [1]	17 [1]	8,5 [5]	1,5 [5]	0 [1]	1 [3]	0,8 [6]	33
13	33 [3]	19 [1]	6,8 [5]	0,6 [5]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	42
14	58 [1]	26 [3]	3,2 [3]	0,1 [5]	0 [1]	1 [3]	0,6 [6]	33
15	52 [1]	32 [3]	10,0 [5]	0,7 [5]	0 [1]	1 [3]	0,5 [10]	42
16	20 [3]	23 [3]	21,4 [5]	1,1 [5]	0 [1]	2 [5]	0,2 [10]	48
17	23 [3]	23 [3]	47,8 [5]	1,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	45
18	29 [3]	26 [3]	12,3 [5]	1,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,1 [10]	45
19	24 [3]	0 [1]	63,5 [5]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	0,2 [10]	42
20	15 [5]	1 [1]	7,7 [5]	2,7 [3]	0 [1]	1 [3]	0,8 [6]	36
21	19 [5]	13 [1]	0,0 [1]	0,2 [5]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	39
22	39 [3]	57 [5]	0,4 [1]	2,3 [3]	0 [1]	1 [3]	1,1 [2]	27
23	34 [3]	64 [5]	0,0 [1]	3,2 [3]	0 [1]	1 [3]	0,7 [6]	33
24	81 [1]	16 [1]	1,6 [3]	0,0 [5]	0 [1]	1 [3]	2,2 [2]	24
25	32 [3]	51 [5]	0,3 [1]	0,0 [5]	0 [1]	2 [5]	0,8 [6]	39
26	10 [5]	87 [5]	0,3 [1]	0,0 [5]	0 [1]	2 [5]	0,2 [10]	48
27	18 [5]	80 [5]	0,8 [1]	0,4 [5]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	45
28	11 [5]	80 [5]	3,0 [3]	2,7 [3]	0 [1]	1 [3]	0,3 [10]	45
29	20 [3]	65 [5]	7,5 [5]	9,3 [1]	0 [1]	1 [3]	0,4 [10]	42
30	41 [3]	49 [5]	1,4 [3]	9,9 [1]	0 [1]	2 [5]	0,8 [6]	36

¹ Une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformations, érosion, lésions ou tumeurs.

pollution. Ces résultats vont de pair avec des pressions d'origine anthropiques qui augmentent de l'amont vers l'aval. La plus faible valeur atteinte par l'IIB à la station 1 était prévisible. Cette station subit des pressions causées par d'importants rejets industriels et municipaux d'une partie de Saint-Rédempteur, d'une partie de Saint-Nicolas et de Charny, rejets non traités au moment de l'étude. De Scott à l'embouchure, en 1994, 18 établissements industriels potentiellement polluants acheminaient leurs eaux usées directement à la rivière ou vers les réseaux d'égout municipaux non desservis par une station d'épuration (Simoneau, 1998). De plus, 80 % des unités animales et 60 % des superficies agricoles de la basse Chaudière se trouvent dans le bassin de la rivière Beaurivage, qui rejette ses eaux près de Saint-Rédempteur (Simoneau, 1998). C'est du reste dans les 40 derniers kilomètres vers l'embouchure que sont décelées les plus fortes proportions des poissons avec des anomalies externes associées à la pollution.

Sur les 182,5 kilomètres de la rivière Chaudière étudiés, l'intégrité biotique est cotée bonne sur 6,5 kilomètres (4 %), moyenne sur 94 kilomètres (51 %), faible sur 71,5 kilomètres (39 %) et très faible sur 10,5 kilomètres (6 %).

La variation spatiale de l'IIB est corrélée positivement ($r_s = 0,43$, $P = 0,02$) avec celle obtenue avec l'indice d'intégrité biotique basé sur la composition des organismes benthiques (IBG) (Pelletier et St-Onge, 1998) (annexe 7). Les deux indices divergent cependant en aval de Saint-Gédéon. Ainsi, l'IBG, contrairement à l'IIB, n'indique pas de problème marqué d'intégrité du milieu pour les stations 24, 23 et 22 (figure 13). Par contre, les variations spatiales dans l'IBG sont particulièrement semblables à celles observées pour l'IIB à partir de la station 7. La hausse marquée de l'intégrité du milieu en aval de la rivière Beaurivage (station 3) et sa chute encore plus marquée en aval de Saint-Rédempteur (stations 2 et 1) sont particulièrement similaires.

Plusieurs hypothèses peuvent expliquer la divergence des deux indices en aval de Saint-Gédéon. Il se pourrait que le niveau d'intégrité des communautés benthiques soit davantage le reflet des conditions actuelles du milieu aquatique, puisque le cycle de vie relativement plus court du benthos lui permet de récupérer plus rapidement à la suite d'une amélioration du milieu réalisée grâce au confinement du site de déchets dangereux en 1993. À l'opposé, le cycle de vie plus long des poissons fait en sorte qu'ils récupèrent plus lentement lorsque les conditions du milieu s'améliorent. Le recrutement de certaines espèces particulièrement sensibles à la pollution, qui pouvaient avoir été

éliminées du milieu, peut s'avérer difficile si les refuges étaient inexistantes ou si certains obstacles comme le barrage Sartigan gênent leur déplacement aval-amont. Pour ces raisons, la faible intégrité des communautés ichthyologiques observée en aval de Saint-Gédéon pourrait être interprétée comme le vestige de mauvaises conditions passées, à moins que des sources de pollution toxiques soient encore actives dans cette région.

SYNTHÈSE ET CONCLUSION

Les communautés de poissons de 30 stations réparties de la tête à l'embouchure de la rivière Chaudière ont été échantillonnées à l'été 1994. Des stations furent situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution et servaient de témoins. D'autres stations, localisées dans la zone de mélange en aval des rejets, permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants sur les poissons. D'autres stations furent réparties de façon à peu près équidistante vers l'aval et visaient à évaluer l'étendue des effets et la distance requise pour la récupération des écosystèmes.

La densité de poissons diminue de l'amont vers l'aval alors que la biomasse a tendance à augmenter. Il n'y a toutefois pas de relation significative entre la biomasse de poissons et la superficie cumulative du bassin versant aux différentes stations d'échantillonnage. Il n'y a pas non plus de corrélation significative entre la biomasse et le phosphore total et entre la biomasse et l'azote total, deux facteurs d'enrichissement du milieu.

Le nombre d'espèces est généralement plus faible dans la partie amont de la rivière Chaudière (de Lac-Mégantic à l'amont de la rivière du Loup) que dans le reste de la rivière. Les stations 23 et 22 situées respectivement à 10 et 20 kilomètres en aval de Saint-Gédéon sont les stations avec le plus faible nombre d'espèces du secteur amont de la rivière. Dans la partie aval, ce sont les stations 19 en aval de Saint-Georges, 10 en aval de Sainte-Marie, 3 en aval de la rivière Beaurivage et 1 en aval de Charny qui représentent les plus faibles nombres d'espèces. Ces résultats peuvent indiquer une perturbation environnementale due à des apports de polluants en provenance de ces centres urbains et du bassin de la rivière Beaurivage fortement dominé par l'agriculture.

Dans la partie amont de la rivière Chaudière, les conditions du milieu favorisent les espèces omnivores et tolérantes à la pollution en aval de Lac-Mégantic (station 30) et entre Saint-Gédéon jusqu'à l'amont de la rivière du Loup (stations 25 à 22). Le déséquilibre de la chaîne trophique en aval de Lac-Mégantic (stations 30 et 29) s'accompagne également d'une proportion élevée

REMERCIEMENTS

Nous remercions Luc Major de la Direction régionale Chaudière–Appalaches ainsi que Lyne Pelletier, Nathalie La Violette, Sylvie Cloutier, Martine Gélinau et Dave Berryman de la Direction des écosystèmes aquatiques du ministère de l'Environnement et de la Faune pour leurs commentaires sur ce rapport.

Merci à l'équipe technique qui a réalisé soit l'échantillonnage des poissons, la réalisation graphique et la mise en forme de ce rapport : Julie Moisan, Roger Audet, Lyne Pelletier, Denis Labrie, Francine Matte-Savard, Patricia Charron et Francine Dufour.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- AADLAND, L.P., 1993. Stream habitat types : their fish assemblages and relationship to flow, *N. Am. J. Fish. Manage.* 13 : 790-806.
- ADAMS, S.M., A.M. BROWN et R.W. GOEDE, 1993. A quantitative health assessment index for rapid evaluation of fish condition in the field, *Trans. Am. Fish. Soc.* 122 : 63-73.
- ALLAN, J.D. et A.S. FLECKER, 1993. Biodiversity conservation in running waters, *BioSci.* 43(1) : 32-43.
- ANGERMEIER, P.L. et J.R. KARR, 1986. Applying an index of biotic integrity based on stream-fish communities : considerations in sampling and interpretation, *N. Am. J. Fish. Manage.* 6 : 418-429.
- BAUMANN, P.C., M.J. MAC, S.B. SMITH et J.C. HARSHBARGER, 1991. Tumor frequencies in walleye (*Stizostedion vitreum*) and brown bullhead (*Ictalurus nebulosus*) and sediment contaminants in tributaries of the Laurentian Great Lakes, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48 : 1804-1810.
- BEECHER, H.A., E.R. DOTT et F. FERNAU, 1988. Fish species richness and stream order in Washington State streams, *Env. Biol. Fish.* 22(3) : 193-209.
- BENGTSSON, B.-E., A. BENGTSSON et M. HIMBERG, 1985. Fish deformities and pollution in some Swedish waters, *Ambio* 14(1) : 32-35.
- BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, pages 3.1 à 3.37, 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.
- BOET, Ph., J. ALLARDI et J. LEROY, 1991. Le peuplement ichtyologique du bassin de l'Yonne, *Bull. Fr. Pêche Piscic.* 320 : 7-28.
- BOSCHUNG, H., 1987. Physical factors and the distribution and abundance of fishes in the upper Tombigbee River system of Alabama and Mississippi, with emphasis on the Tennessee-Tombigbee waterway, dans *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*, Matthews, W.J. et D.C. Heins (eds), pp. 184-192, University of Oklah.
- BRAMBLETT, R.G. et K.D. FAUSCH, 1991. Variable fish communities and the index of biotic integrity in a western great plains river, *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 752-769.
- BROWN, V.M., 1975. *Fishes*, pp. 199-229 dans Whitton, B.A. (ed), *River Ecology*, vol. (2), University of California Press.
- BURSEY, C.R. 1987. Myxosporidian lesions of the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*), *J. Wildl. Dis.* 23(4) : 572-575.
- CAIRNS, J.Jr. et K.L. DICKSON, 1971. A simple method for the biological assessment of the effects of waste discharges on aquatic bottom-dwelling organisms, *Journal WPCF* 43(5) : 755-772.
- CCCSF (CENTRE CANADIEN COOPÉRATIF DE LA SANTÉ DE LA FAUNE), 1995. Quelques maladies courantes chez les poissons d'eau douce, *Bulletin du Centre de la santé de la faune* 3(2) : 2-5.
- CROSSMAN, E.J. et E. HOLM, 1994. Status report on the cutlips minnow *Exoglossum maxillingua* in Canada. Committee on the Status of Endangered Wildlife in Canada, Ottawa, Ontario, 19 p.
- CRUMBY, W.D., M.A. WEBB, F.J. BULOW et H.J. CATHEY, 1990. Changes in biotic integrity of a river in North-Central Tennessee, *Trans. Am. Fish. Soc.* 119 : 885-893.
- ELLER, L.L., 1975. *Gill lesions in freshwater teleost*, dans *The pathology of fishes*, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds), pp. 477-496, The University of Wisconsin Press.

- FAUSCH, K.D., J.R. KARR et R. YANT, 1984. Regional application of an index of biotic integrity based on stream fish communities, *Trans. Am. Fish. Soc.* 113 : 39-55.
- FORE, L.S., J.R. KARR et L.L. CONQUEST, 1994. Statistical properties of an index of biological integrity used to evaluate water resources, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51 : 1077-1087.
- GAINES, J.L. JR. et W.A. ROGERS, 1975. *Some lesions of fishes*, dans *The pathology of fishes*, Ribelin, W.E. et G. Migaki (eds), pp. 429-441, The University of Wisconsin Press.
- GAMMON, J.R., 1980. *The use of community parameters derived from electrofishing of river fish as indicators of environmental quality*, Seminar on water quality trade-offs, EPA-905/9-80-009, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., pp. 335-363.
- GAMMON, J.R., C.W. GAMMON et M.K. SCHMID, 1990. *Land use influence on fish communities in central Indiana streams*, Proc. 1990 Midwest Pollution Control Biologists Meeting : 111-120.
- GARD, R. et G.A. FLITTNER, 1974. Distribution and abundance of fishes in Sagehen Creek, California. *J. Wildl. Manage.* 38(2) : 347-358.
- GOLDSTEIN, R.M., 1981. Longitudinal succession in impact assessment of river system fish communities, *Water Resour. Bull.* 17(1) : 75-81.
- GORMAN, O.T. et J.R. KARR, 1978. Habitat structure and stream fish communities, *Ecology* 59(3) : 507-515.
- GRAY, J.S., 1989. Effects of environmental stress on species rich assemblages, *Biological Journal of the Linnean Society* 37 : 19-32.
- GREEN, R.H., 1979. *Sampling design and statistical methods for environmental biologists*, Toronto : John Wiley & Sons, 257 p.
- GUILLORY, V., 1982. Longitudinal gradients of fishes in Thompson Creek, Louisiana, *The Southwestern Naturalist* 27 : 107-115.
- HOCUTT, C. et J. STAUFFER, 1975. Influence of gradient on the distribution of fishes in Conowingo Creek, Maryland and Pennsylvania, *Chesapeake Sci.* 16(1) : 143-147.
- HUET, M., 1959. Profiles and biology of western European streams as related to fish management, *Trans. Am. Fish. Soc.* 88(3) : 155-163.
- HUGHES, R.M. et J.R. GAMMON, 1987. Longitudinal changes in fish assemblages and water quality in the Willamette River, Oregon, *Trans. Am. Fish. Soc.* 116 : 196-209.
- JENKINS, R.E. et C.A. FREEMAN, 1972. Longitudinal distribution and habitat of the fishes of Mason Creek, an upper Roanoke River drainage tributary, Virginia. *Virg. Jour. Sci.* 23 : 194-202.
- 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. *Assessment of biological integrity in running waters : a method and its rationale*, Illinois Natural History Survey Special Publication 5, Champaign.
- KARR, J.R., P. R. YANT, K.D. FAUSCH, I.J. SCHLOSSER, 1987. Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams, *Trans. Am. Fish. Soc.* 116 : 1-11.
- KARR, J.R., 1991. Biological integrity : A long-neglected aspect of water resource management, *Ecological Application* 1(1) : 66-84.
- KARR, J.R., E.W. CHU, 1995. *Ecological Integrity : Reclaiming Lost Connections*, dans : Lemons, J. et L. Westra (eds.), *Perspectives on Ecological Integrity*, Kluwer, Dordrecht, Netherlands.
- KLEIN, R.D., 1979. Urbanization and stream quality impairment, *Water Resour. Bull.* 15(4) : 948-963.
- LAIR, S. et D. MARTINEAU, 1995. *Rapport de nécropsie de poissons prélevés dans la rivière Chaudière, août et septembre 1994*, Rapport présenté au ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques par l'Université de Montréal, faculté de médecine vétérinaire, Département de pathologie et de microbiologie, C entre canadien coopératif de santé de la faune, dossier 95-1261, 13 p.
- LARIMORE, R.W. et P.W. SMITH, 1963. The fishes of champaign county, Illinois, as affected by 60 years of stream changes, *Ill. Nat. Hist. Surv. Bull.* 28 : 299-382.

LARSEN, D.P., J.M. OMERNIK, R.M. HUGHES, C.M. ROHM, T.R. WHITTIER, A.J. KINNEY, A.L. GALLANT et D.R. DUDLEY, 1986. Correspondence between spatial patterns in fish assemblages in Ohio streams and aquatic ecoregions, *Environmental Management* 10(6) : 815-828.

LA VIOLETTE, N. et Y. RICHARD, 1996. *Le bassin de la rivière Châteauguay : les associations ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec, envirodoq n° EN960454, rapport n° EA-7, 64 pages + 9 annexes.

LEGENDRE, L. et P. LEGENDRE, 1984. *Écologie numérique*, Tome 2 : La structure des données écologiques, 2^e édition, Presses de l'Université du Québec à Montréal, Québec, Canada, Collection d'écologie 13, 335 p.

LEGENDRE, P. et A. VAUDOR, 1991. *Le progiciel R - Analyse multidimensionnelle, analyse spatiale*, Département de sciences biologiques, Université de Montréal. iv + 144p.

LEGENDRE, V., 1960. Clef des Cyprinidés ou Ménéés du Québec, *Le Jeune Naturaliste* 9 et 10 : 178-212.

LEONARD, P.M. et D.J. ORTH, 1986. Application and testing of an index of biotic integrity in small, coolwater streams, *Trans. Am. Fish. Soc.* 115 : 401-414.

LYONS, J., 1992. *Using the index of biotic integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin*, U.S. Department of Agriculture, Forest Service, North Central Forest Experiment Station, General Technical Report NC-149, 51 p.

MAHONEY, J.B., F.H. MIDLIGE et D.G. DEUEL, 1973. A fin rot disease of marine and euryhaline fishes in the New York Bight, *Trans. Am. Fish. Soc.* 1973(3) : 596-605.

MATTHEWS, W.J., 1985. Distribution of midwestern fishes on multivariate environmental gradients, with emphasis on *Notropis lutrensis*, *Am. Midl. Nat.* 113(2) : 225-237.

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

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1994. *Une organisation au service de la clientèle*, Québec, 40 p.

MENVIQ, 1991. *Inventaire des lieux d'élimination de déchets dangereux au Québec, région 12, Chaudière-Appalaches, mai 1991*, Direction des substances dangereuses, Sainte-Foy, envirodoq n° EN850255 SD/90-2, 70 p.

MILLER, D.L., P.M. LEONARD, R.M. HUGHES, J.R. KARR, P.B. MOYLE, L.H. SCHRADER, B.A. THOMPSON, R.A. DANIELS, K.D. FAUSCH, G.A. FITZHUGH, J.R. GAMMON, D.B. HALLIWELL, P.L. ANGERMEIER et D.J. ORTH, 1988. Regional applications of an index of biotic integrity for use in water resource management, *Fisheries* 13(5) : 12-20

OBERDOFF, T. et R.M. HUGHES, 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France, *Hydrobiol.* 228 : 117-130.

ODUM, E.P., 1971. *Fundamentals of ecology*, Third Edition, W.B. Saunders Company, 574 p.

OHIO EPA, 1987a. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume I : The role of biological data in water quality assessment*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of Water Quality Monitoring and Assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.

OHIO EPA, 1987b. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume II : Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.

OHIO EPA, 1987c. *Biological criteria for the protection of aquatic life-Volume III : Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities*, Ohio Environmental Protection Agency, Division of water quality monitoring and assessment, Surface Water Section, Columbus, Ohio.

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.

PAQUET, G., R. BOSSÉ et D. CARRIER, 1976. *Étude physico-chimique et inventaire ichthyologique sommaires d'un secteur de la rivière Chaudière*, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche. 24 p.

- PELLETIER, L. et J. ST-ONGE, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, pages 4.1 à 4.43, 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.
- 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.
- PUSEY, B.J., A.H. ARTHINGTON et M.G. READ, 1993. Spatial and temporal variation in fish assemblage structure in the Mary River, south-eastern Queensland : the influence of habitat structure, *Environmental Biology of Fishes*, 37 : 355-380.
- RABENI, C.F. et R.B. JACOBSON, 1993. The importance of fluvial hydraulics to fish-habitat restoration in low-gradient alluvial streams, *Freshwater Biol.* 29 : 211-220.
- RAHEL, F.J. et W.A. HUBERT, 1991. Fish assemblages and habitat gradients in a rocky mountain-great plains stream : biotic zonation and additive patterns of community change, *Trans. Am. Fish. Soc.* 120 : 319-332.
- RANKIN, E.T. et YODER, C.O., 1990. *The nature of sampling variability in the index of biotic integrity (IBI) in Ohio streams*, Dans : Davis, W.S., ed. Proceedings of the 1990 Midwest pollution control biologists meeting, EPA/905/9-90-005, Chicago, IL : United States Environmental Protection Agency Region 5, Environmental Sciences Division : 9-18.
- RAPPORT, D.J., H.A. REGIER et T.C. HUTCHINSON, 1985. Ecosystem behavior under stress, *Am. Nat.* 125(5) : 617-640.
- 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 Soil Pollut.* 47 : 47-63.
- RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, envirodoq n° EN940235, rapport n° QE94-1, 153 pages + 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.
- SAS INSTITUTE Inc., 1990. *SAS/STAT User's Guide*, version 6, fourth edition, volumes 1 et 2, Cary, N.C., 1 686 p.
- SCHLOSSER, I.J., 1987. *A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams*, dans *Community and Evolutionary Ecology of North American Stream Fishes*, Matthews, W.J. et D.C. Heins (eds), pp. 17-24, University of Oklahoma Press.
- SCHLOSSER, I.J., 1991. Stream fish ecology : a landscape perspective, *Bioscience* 41(10) : 704-712.
- SCOTT, W.B. et E.J. CROSSMAN, 1974. *Poissons d'eau douce du Canada*, Service des pêches et des sciences de la mer, ministère de l'Environnement du Canada, Bulletin 184, 1026 p.
- SHERWOOD, M.J. et A.J. MEARNES, 1977. Environmental significance of fin erosion in southern California demersal fishes, *Ann. N.Y. Acad. Sci.* 298 : 177-189.
- SIMONEAU, M., 1991. *Qualité des eaux du bassin de la rivière Chaudière 1976 à 1988*, Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, rapport QE-68-1, envirodoq n° 910053, 207 pages, 9 + annexes.
- SIMONEAU, M., L. PELLETIER et N. MARTEL, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, pages 1.1 à 1.34, 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.
- SIMONEAU, M., 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : qualité des eaux 1979-1996, pages 2.1 à 2.49, 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.

SIMONS, T. P. et J. LYONS, 1995. *Application of the Index of Biotic Integrity to Evaluate Water Resource Integrity in Freshwater Ecosystems*, dans : *Biological Assessment and Criteria : Tools for Water Resource Planning and Decision Making*, Davis W. S. et T. P. Simon eds, Lewis Publishers, pp. 245-262

SMITH, I.R., 1994. *Hepatic neoplasia in walleye and white suckers collected in 1989 and 1990 from southern Ontario remedial action plan sites*. Preliminary Report. Program Support Section, Program Development Branch, Ontario Ministry of the Environment and Energy, Toronto, Ontario, 12 p.

THOMPSON, B.A. et F.D. HUNT, 1930. The fishes of Champaign County : a study of distribution and abundance of fishes in small streams, *Nat. Hist. Surv. Bull.* 19 : 1-101

TRAMER, E.J. et P.M. ROGERS, 1973. Diversity and longitudinal zonation in fish populations of two streams entering a metropolitan area, *Am. Midl. Nat.* 90(2) : 366-374.

VAN DEN AVYLE, M.J., S.J. GARVICK, V.S. BLAZER, S.J. HAMILTON et W.G. BRUMBAUGH, 1989. Skeletal deformities in Smallmouth Bass, *Micropterus dolomieu*, from southern Appalachian reservoirs, *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 18 : 688-696.

YANT, P.R., J.R. KARR et P.L. ANGERMEIER, 1984. Stochasticity in stream fish communities : an alternative interpretation, *Am. Nat.* 124(4) : 573-582.

Annexe 1 Localisation des stations et dates d'échantillonnage de la rivière Chaudière

Station	Coordonnées		N° de carte	Distance de l'embouchure (km)	Échantillonnage ichtyologique			
	UTM est	UTM nord			Effort de pêche (sec)	Longueur de rive ¹ (m)	Méthode	Date
1	325600	5178100	21 L/11	1,3	1 177	1 000	bateau	1994-08-02
2	325600	5174350	21 L/11	5,6	998	50	à gué	1994-09-13
3	325800	5173400	21 L/11	6,8	568	50	à gué	1994-08-03
4	328100	5173400	21 L/11	9,3	584	50	à gué	1994-08-04
5	328200	5170050	21 L/11	13,5	945	800	bateau	1994-08-08
6	328600	5165700	21 L/11	19,0	1195	1 000	bateau	1994-08-09
7	330250	5160250	21 L/11	26,5	1 069	1 000	bateau	1994-08-10
8	335050	5155800	21 L/11	33,5	721	50	à gué	1994-08-04
9	338400	5153400	21 L/11	38,2	1 171	1 000	bateau	1994-08-15
10	341200	5149900	21 L/6	44,4	946	50	à gué	1994-09-06
11	345400	5142850	21 L/6	53,1	900	1 000	bateau	1994-08-11
12	350200	5138350	21 L/7	59,9	1 278	1 000	bateau	1994-08-18
13	352100	5136800	21 L/7	62,3	1 021	1 000	bateau	1994-08-12
14	353100	5131650	21 L/7	68,0	1 071	1 000	bateau	1994-08-16
15	357500	5127250	21 L/7	75,0	1 083	1 000	bateau	1994-08-17
16	359100	5123550	21 L/7	79,5	1 176	1 000	bateau	1994-08-22
17	360300	5122600	21 L/2	81,0	1 307	1 000	bateau	1994-08-29
18	363600	5117400	21 L/2	87,7	1 519	50	à gué	1994-08-23
19	367700	5111250	21 L/2	97,3	904	50	à gué	1994-08-23
20	372150	5106000	21 L/2	104,8	674	50	à gué	1994-08-24
21	372200	5103800	21 L/2	107,2	1 026	1 000	bateau	1994-08-30
22	371500	5096700	21 L/2	114,8	1 074	50	à gué	1994-08-24
23	371700	5089000	21 E/15	122,9	2 012	61	à gué	1994-09-07
24	372800	5080800	21 E/15	132,7	1 100	50	à gué	1994-08-31
25	372600	5077700	21 E/15	136,5	1 210	50	à gué	1994-08-31
26	371800	5073150	21 E/15	143,8	1 435	50	à gué	1994-09-07
27	369650	5068600	21 E/15	149,6	1 746	50	à gué	1994-09-01
28	364800	5063700	21 E/10	158,3	1 576	50	à gué	1994-09-01
29	355400	5053850	21 E/10	178,9	1 069	50	à gué	1994-09-08
30	354900	5051100	21 E/10	182,5	1 505	50	à gué	1994-09-08

¹ Inclut les deux rives pour la pêche en embarcation.

Annexe 2 Liste des anomalies externes chez les poissons (adapté de OHIO EPA, 1987c)

1. Déformation de la tête, du squelette, des nageoires ou autres parties du corps.
 2. Érosion des nageoires.
 3. Lésion, tumeur.
 4. Points noirs (black spots). Infestation grave : les points couvrent en grande partie le corps et la distance entre les points est inférieure ou égale au diamètre des yeux.
 5. Sangsues. Infestation grave : six sangsues ou plus attachées au corps ou présence de marques d'attache.
 6. Champignons.
 7. Copépodes parasites. Infestation grave : six parasites ou plus ou présence de marques d'attache.
 8. Aveugle. Oeil manquant ou opacité totale d'un œil.
 9. Pauvre condition - poisson excessivement maigre.
 10. Parasites externes autres que ceux déjà identifiés.
 11. Yeux exorbités (Popeye disease).
 12. Enroulement des écailles.
 13. Autres anomalies.
-

Annexe 3 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

Numéro de station	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
CRAPET DE ROCHE (<i>Ambloplites rupestris</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ACHIGAN À PETITE BOUCHE (<i>Micropterus dolomieu</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	4 (0,22)	-
CHABOT TACHETÉ (<i>Cottus bairdi</i>)	1 (0,06)	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (0,04)
OUTOUCHE (<i>Semotilus corporalis</i>)	137 (8,21)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	671 (39,24)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VENTRE-POURRI (<i>Pimephales notatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MEUNIER NOIR (<i>Catostomus commersoni</i>)	42 (2,46)	89 (4,97)	140 (4,17)	242 (13,20)	96 (4,76)	37 (1,55)	43 (1,48)	50 (1,90)	32 (1,80)	121 (4,82)
NASEUX DE TERRE NOIR (<i>Etheostoma nigrum</i>)	3 (0,14)	2 (0,39)	10 (0,30)	5 (0,27)	49 (2,43)	12 (0,50)	1 (0,03)	28 (1,07)	-	-
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (<i>Luxilus cornutus</i>)	130 (7,60)	-	1 (0,03)	8 (0,44)	19 (0,94)	2 (0,08)	-	51 (1,94)	3 (0,17)	-
PERCHAUDE (<i>Percu flavescens</i>)	-	1 (0,06)	5 (0,17)	1 (0,05)	1 (0,04)	2 (0,07)	14 (0,53)	8 (0,45)	4 (0,16)	-
MASKINONGÉ (<i>Esox masquinongy</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BEC-DE-LIEVRE (<i>Exocoelium maculatum</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ (<i>Stizostedion vitreum</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GRAND BROCHET (<i>Esox lucius</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE (<i>Lota lota</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ JAUNE (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE (<i>Pimephales promelas</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARPE (<i>Cyprinus carpio</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASPAREAU (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ÉPINOCHÉ À CINQ ÉPINES (<i>Culaea inconstans</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRUITE BRUNE (<i>Salmo trutta</i>)	-	-	-	-	-	-	1 (0,03)	2 (0,08)	5 (0,28)	4 (0,16)
CHABOT VISCEUX (<i>Cottus cognatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	8 (0,45)	19 (0,76)
MÉNÉ DE LAC (<i>Couesius plumbeus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	4 (0,22)	-
MULET À CORNES (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	8 (0,47)	3 (0,17)	8 (0,24)	6 (0,33)	7 (0,39)	-	3 (0,10)	2 (0,08)	-	1 (0,04)
NASEUX DES RAPIDES (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	1 (0,06)	119 (6,65)	188 (5,61)	12 (0,65)	58 (2,88)	277 (11,58)	163 (5,60)	237 (9,02)	88 (4,94)	109 (4,35)
NASEUX NOIR (<i>Rhinichthys atratulus</i>)	-	15 (0,84)	91 (2,71)	29 (1,58)	78 (3,87)	54 (2,26)	37 (1,27)	90 (3,43)	9 (0,51)	36 (1,44)
MEUNIER ROUGE (<i>Catostomus catostomus</i>)	-	-	-	-	1 (0,05)	1 (0,04)	-	-	-	1 (0,04)
CYPRINIDÉ SP. (<i>Cyprinidae sp.</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NOMBRE TOTAL	993	234	438	307	304	384	250	474	161	296
NOMBRE D'ESPÈCES	8	6	6	7	8	7	7	8	9	9
PUE TOTALE	58,08	13,08	13,06	16,74	15,08	16,05	8,58	18,05	9,04	11,81

Annexe 3 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

Numéro de station	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
CRAPET DE ROCHE (<i>Ambloplites rupestris</i>)	11 (0,73)	20 (0,94)	4 (0,24)	6 (0,34)	36 (1,99)	9 (0,46)	24 (1,10)	-	11 (0,73)	-
ACHIGAN À PETITE BOUCHE (<i>Micropterus dolomieu</i>)	4 (0,40)	13 (0,56)	13 (0,71)	7 (0,39)	15 (0,83)	43 (2,19)	23 (1,15)	18 (0,71)	21 (1,39)	14 (1,25)
CHABOT TACHETÉ (<i>Cottus bairdi</i>)	1 (0,07)	2 (0,09)	2 (0,12)	1 (0,06)	9 (0,50)	18 (0,92)	3 (0,14)	16 (0,63)	6 (0,40)	-
OUTOUCHE (<i>Semotilus corporalis</i>)	7 (0,47)	-	12 (0,71)	4 (0,34)	-	22 (1,12)	9 (0,41)	30 (1,18)	-	12 (1,07)
OMISCO (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	32 (2,13)	1 (0,05)	95 (5,58)	15 (0,84)	1 (0,06)	-	-	1 (0,04)	-	204 (18,16)
VENTRE-POURRI (<i>Pimephales notatus</i>)	159 (10,60)	424 (19,31)	83 (4,68)	373 (20,30)	518 (28,25)	17 (0,87)	19 (0,87)	9 (0,12)	-	3 (0,27)
MEUNIER NOIR (<i>Catostomus commersoni</i>)	25 (1,67)	21 (0,99)	7 (0,41)	16 (0,90)	16 (0,89)	19 (0,97)	26 (1,19)	9 (0,36)	14 (0,93)	21 (1,87)
RASEUX-DE-TERRE NOIR (<i>Etheostoma nigrum</i>)	59 (2,60)	41 (1,92)	31 (1,82)	69 (3,87)	46 (2,55)	14 (0,77)	16 (0,60)	31 (1,22)	1 (0,07)	5 (0,45)
MÉNÉ À NAGEOIRS ROUGES (<i>Luxilus cornutus</i>)	39 (2,60)	112 (5,26)	59 (3,47)	179 (10,03)	328 (18,17)	66 (3,37)	51 (2,34)	19 (0,75)	-	1 (0,09)
PERCHAUDE (<i>Percis flavescens</i>)	8 (0,53)	16 (0,75)	2 (0,12)	5 (0,28)	17 (0,94)	8 (0,41)	9 (0,41)	-	8 (0,53)	7 (0,62)
MASKINONGÉ (<i>Esox masquinongy</i>)	-	5 (0,23)	-	4 (0,22)	3 (0,17)	2 (0,10)	3 (0,14)	-	-	-
POI DE LIÈVRE (<i>Esox lucius</i>)	-	-	-	-	1 (0,06)	1 (0,05)	2 (0,09)	1 (0,04)	-	1 (0,09)
DORÉ (<i>Stizostedion vitreum</i>)	-	3 (0,14)	1 (0,06)	-	-	-	1 (0,05)	-	-	-
GRAND BROCHET (<i>Esox lucius</i>)	-	-	1 (0,06)	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE (<i>Lota lota</i>)	-	-	1 (0,06)	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ JAUNE (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	-	-	-	-	1 (0,06)	-	-	-	-	5 (0,45)
TÊTE-DE-BOULE (<i>Pimephales promelas</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARPE (<i>Cyprinus carpio</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASPAREAU (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ÉPINOCHÉ À CINQ ÉPINES (<i>Culaea inconstans</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	1 (0,07)	-
TRUITE BRUNE (<i>Salmo trutta</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT VISCEUX (<i>Cottus cognatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ DE LAC (<i>Couesius plumbeus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MULET À CORNES (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	2 (0,13)	-	-	1 (0,06)	-	-	-	-	1 (0,07)	-
NASEUX DES RAPIDES (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	-	-	-	-	-	-	-	16 (0,63)	-	-
NASEUX NOIR (<i>Rhinichthys atratulus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	2 (0,08)	-	-
MEUNIER ROUGE (<i>Catostomus catostomus</i>)	-	-	-	-	-	1 (0,05)	-	-	-	-
CYPRINIDÉ SP. (<i>Cyprinidae sp.</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
NOMBRE TOTAL	329	657	310	682	1013	290	230	146	63	273
NOMBRE D'ESPÈCES	11	11	13	12	12	12	12	11	8	10
PUE TOTALE	21,93	30,84	18,24	38,23	56,13	14,80	10,55	5,76	4,19	24,32

Annexe 3 Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

Numéro de station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CRAPET DE ROCHE (<i>Ambloplites rupestris</i>)	-	1 (0,06)	-	1 (0,10)	6 (0,38)	4 (0,20)	17 (0,95)	3 (0,25)	12 (0,61)	5 (0,32)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE (<i>Micropterus dolomieu</i>)	-	-	-	-	1 (0,06)	2 (0,10)	6 (0,45)	10 (0,83)	8 (0,41)	8 (0,51)
CHABOT TACHETÉ (<i>Cottus bairdi</i>)	-	2 (0,12)	1 (0,11)	-	2 (0,13)	1 (0,05)	1 (0,06)	2 (0,17)	-	17 (1,08)
OUTOUCHE (<i>Semotilus corporalis</i>)	1 (0,05)	11 (0,66)	12 (1,27)	1 (0,10)	3 (0,19)	5 (0,25)	11 (0,62)	18 (1,50)	-	6 (0,38)
OMISCO (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	-	4 (0,24)	-	1 (0,10)	-	14 (0,70)	17 (0,95)	-	38 (1,95)	-
VENTRE-POURRI (<i>Pimephales notatus</i>)	-	-	-	-	-	2 (0,10)	-	-	1 (0,05)	2 (0,13)
MEUNIER NOIR (<i>Catostomus commersoni</i>)	3 (0,15)	14 (0,84)	6 (0,63)	59 (6,06)	78 (4,95)	38 (1,91)	76 (4,27)	9 (0,75)	29 (1,49)	2 (0,13)
NASEUX-DE-TERRE NOIR (<i>Etheostoma nigrum</i>)	-	1 (0,06)	3 (0,32)	1 (0,10)	2 (0,13)	1 (0,05)	10 (0,56)	6 (0,50)	1 (0,05)	58 (3,68)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (<i>Luxilus cornutus</i>)	-	1 (0,06)	28 (2,96)	55 (5,65)	6 (0,38)	2 (0,10)	1 (0,06)	1 (0,08)	7 (0,36)	-
PERCHAUDE (<i>Perca flavescens</i>)	-	-	-	-	2 (0,13)	1 (0,05)	4 (0,22)	-	1 (0,05)	-
MASKINONGÉ (<i>Esox masquinongy</i>)	-	-	-	-	1 (0,06)	2 (0,10)	5 (0,28)	1 (0,08)	-	-
BECCO DE LIÈVRE (<i>Esox glossum maxilliguar</i>)	-	-	1 (0,11)	1 (0,41)	2 (0,13)	3 (0,15)	-	4 (0,33)	-	-
DORÉ (<i>Stizostedion vitreum</i>)	-	-	-	-	-	3 (0,15)	7 (0,39)	-	1 (0,05)	-
GRAND BROCHET (<i>Esox lucius</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE (<i>Lota lota</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ JAUNE (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	-	-	-	-	-	3 (0,15)	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE (<i>Pimephales promelas</i>)	-	-	-	-	-	1 (0,05)	-	-	-	-
CARPE (<i>Cyprinus carpio</i>)	5 (0,25)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASPAREAU (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	20 (1,02)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ÉPINOCHÉ À CINQ ÉPINES (<i>Culaea inconstans</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRUITE BRUNE (<i>Salmo trutta</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT VISCEUX (<i>Cottus cognatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ DE LAC (<i>Couesius plumbeus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MULET À CORNES (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	-	4 (0,24)	-	19 (1,95)	-	1 (0,05)	-	-	-	-
NASEUX DES RAPIDES (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	-	1 (0,06)	-	7 (0,72)	-	-	-	5 (0,42)	-	1 (0,06)
NASEUX NOIR (<i>Rhinichthys atratulus</i>)	-	2 (0,12)	2 (0,21)	-	-	-	-	-	-	-
MEUNIER ROUGE (<i>Catostomus catostomus</i>)	-	-	-	7 (0,72)	-	-	-	1 (0,08)	-	-
CYPRINIDÉ SP. (<i>Cyprinidae sp.</i>)	-	-	-	-	4 (0,25)	-	-	-	1 (0,05)	-
NOMBRE TOTAL	29	41	53	155	107	83	157	60	99	99
NOMBRE D'ESPÈCES	4	10	7	10	11	16	11	11	10	8
PUE TOTALE	1,47	2,46	5,61	15,91	6,79	4,16	8,81	4,99	5,07	6,29

Annexe 4 Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

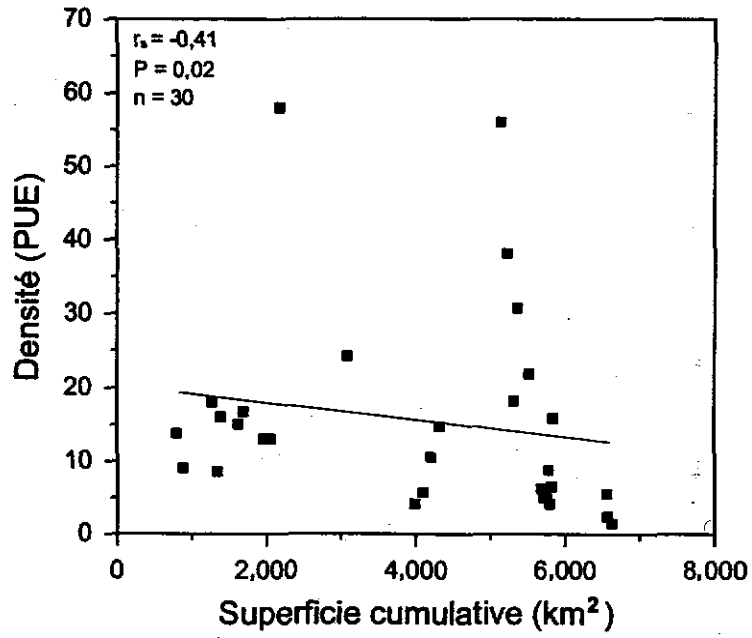
Numéro de station	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30
CRAPET DE ROCHE (<i>Ambloplites rupestris</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ACHIGAN À PETITE BOUCHE (<i>Micropterus dolomieu</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	70,7 (3,97)	-
CHABOT TACHETÉ (<i>Cottus bairdi</i>)	6,9 (0,40)	-	-	-	-	-	-	-	-	2,7 (0,11)
OUITOUCHE (<i>Semotilus corporalis</i>)	554,2 (32,70)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
OMISCO (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	916,2 (53,58)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
VENTRE-POURRI (<i>Pimephales notatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MEUNIER NOIR (<i>Catostomus commersoni</i>)	1866,5 (109,15)	2238,1 (125,03)	333,6 (9,95)	519,0 (28,31)	209,3 (10,38)	62,3 (2,60)	149,9 (5,15)	82,1 (3,13)	490,1 (27,51)	490,0 (19,53)
RASEUX-DE-TERRE NOIR (<i>Etheostoma nigrum</i>)	1,5 (0,09)	29,8 (1,66)	34,7 (1,03)	12,3 (0,67)	179,8 (8,92)	41,6 (1,74)	1,1 (0,04)	100,0 (3,81)	-	-
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (<i>Luxilus cornutus</i>)	511,9 (29,94)	-	1,9 (0,06)	29,2 (1,59)	34,6 (1,72)	5,9 (0,25)	-	97,6 (3,72)	9,2 (0,52)	-
PERCHAUDE (<i>Perca flavescens</i>)	-	8,8 (0,04)	-	4,8 (0,26)	0,7 (0,03)	1,2 (0,05)	1,2 (0,11)	14,4 (0,55)	29,8 (1,67)	9,7 (0,39)
MASKINONGÉ (<i>Esox masquinongy</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BEC-DE-LIÈVRE (<i>Exoglossum maxilligne</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ (<i>Stizostedion vitreum</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GRAND BROCHET (<i>Esox lucius</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE (<i>Lota lota</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ JAUNE (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE (<i>Pimephales promelas</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARPE (<i>Cyprinus carpio</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASPAREAU (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ÉPINOÛCHE À CINQ ÉPINES (<i>Culaea inconstans</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRUITE BRUNE (<i>Salmo trutta</i>)	-	-	-	-	-	-	3,9 (0,13)	6,5 (0,25)	139,0 (7,80)	21,5 (0,86)
CHABOT VISCEUX (<i>Comus cognatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	46,9 (2,63)	80,9 (3,23)
MÉNÉ DE LAC (<i>Couesius plumbeus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	29,7 (1,67)	-
MULET À CORNES (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	24,2 (1,42)	3,1 (0,17)	11,3 (0,34)	30,8 (1,68)	11,9 (0,59)	-	1,8 (0,06)	7,2 (0,27)	-	7,0 (0,28)
NASEUX DES RAPIDES (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	1,0 (0,06)	551,0 (30,78)	607,4 (18,11)	42,3 (2,31)	192,6 (9,55)	783,6 (32,76)	566,3 (19,46)	734,7 (27,97)	369,3 (20,73)	300,8 (11,99)
NASEUX NOIR (<i>Rhinichthys atratulus</i>)	-	57,6 (2,94)	208,4 (8,60)	94,6 (5,16)	236,9 (11,75)	145,4 (6,08)	107,3 (3,69)	234,8 (8,24)	32,8 (1,84)	103,4 (4,12)
MEUNIER ROUGE (<i>Catostomus catostomus</i>)	-	-	-	-	15,9 (0,79)	36,0 (1,51)	-	-	-	6,1 (0,24)
CYPRINIDE SP. (<i>Cyprinidae sp.</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BIOMASSE TOTALE	3887,4	2875,4	1277,3	733,0	881,7	1076,0	833,5	1277,3	1217,5	1022,1
BUE TOTALE	227,34	160,62	38,09	39,98	43,73	44,99	28,64	48,64	68,34	40,75

Annexe 4 Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

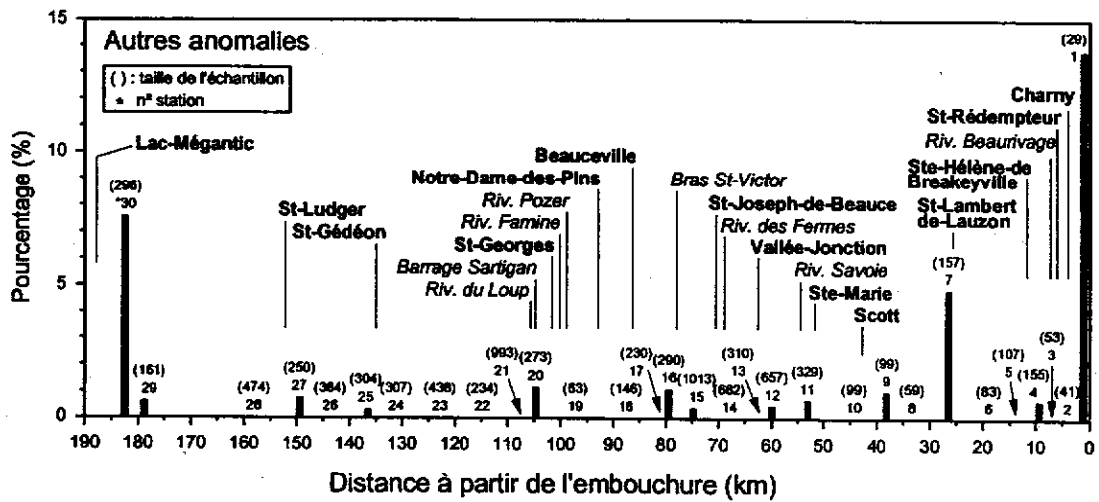
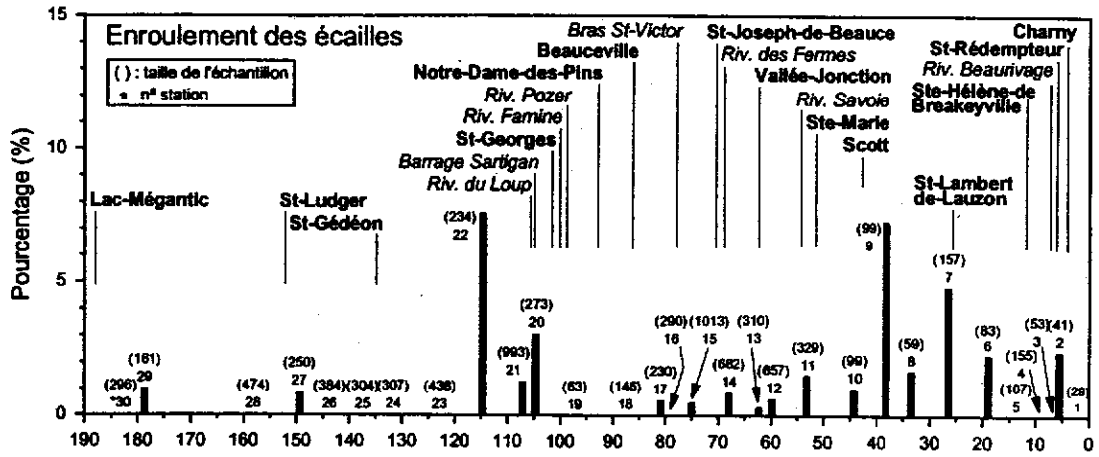
Numéro de station	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
CRAPET DE ROCHE (<i>Ambloplites rupestris</i>)	639,0 (42,60)	1407,8 (66,09)	346,7 (20,37)	52,2 (2,92)	941,2 (52,14)	425,1 (21,69)	1539,1 (70,65)	-	11,7 (0,78)	-
ACHIGAN À PETITE BOUCHE (<i>Micropterus dolomieu</i>)	1973,6 (131,57)	1231,6 (57,82)	1371,2 (80,58)	1040,0 (58,26)	4072,4 (225,62)	1156,0 (58,98)	1587,0 (72,85)	87,5 (3,46)	81,5 (5,41)	46,0 (4,09)
CHABOT TACHETÉ (<i>Coitus bairdi</i>)	8,5 (0,57)	21,8 (1,02)	4,3 (0,25)	3,2 (0,18)	78,8 (4,37)	79,7 (4,07)	12,0 (0,55)	67,2 (2,65)	14,2 (0,94)	-
DUITOUCHE (<i>Semotilus corporalis</i>)	313,3 (20,89)	-	41,6 (2,44)	52,6 (3,51)	-	41,2 (2,10)	125,3 (5,75)	358,1 (14,14)	-	26,1 (1,43)
OMISCO (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	154,2 (10,28)	1,0 (0,05)	421,1 (24,75)	57,6 (3,23)	1,2 (0,07)	-	-	1,7 (0,07)	-	357,6 (31,83)
VENTRE-POURRI (<i>Pimephales notatus</i>)	378,7 (25,25)	319,6 (14,17)	153,0 (8,92)	1053,4 (59,01)	1359,1 (75,30)	39,4 (1,50)	76,5 (3,24)	5,0 (0,20)	-	6,5 (0,58)
MEUNIER NOIR (<i>Catostomus commersoni</i>)	2589,0 (172,60)	2714,5 (127,44)	252,7 (14,85)	153,4 (8,59)	1481,2 (82,06)	587,9 (29,99)	859,4 (39,45)	23,6 (0,93)	43,7 (2,90)	1823,0 (162,28)
RASEUX DE TERRE NOIR (<i>Catostomus nigrum</i>)	36,8 (5,79)	68,9 (3,14)	72,0 (4,23)	150,7 (8,44)	128,5 (2,55)	209,3 (10,70)	25,6 (1,18)	75,3 (2,97)	0,4 (0,03)	12,6 (1,12)
MÉNÉ À NAGEOIRS ROUGES (<i>Luxilus cornutus</i>)	270,2 (18,01)	116,9 (5,49)	105,7 (6,21)	814,5 (45,63)	1228,0 (68,03)	76,5 (3,90)	85,6 (3,93)	132,4 (5,23)	-	3,2 (0,28)
PERCHAUDE (<i>Perca flavescens</i>)	1054,6 (70,31)	361,4 (16,00)	276,3 (16,27)	61,2 (3,43)	2245,1 (124,34)	59,3 (3,03)	454,3 (20,84)	-	120,3 (7,98)	96,6 (8,60)
MASKINONGÉ (<i>Esox masquinongy</i>)	-	746,9 (35,07)	-	46,9 (2,63)	1615,0 (89,47)	29,9 (1,53)	372,2 (17,09)	-	-	-
REC-DE-LIEVRE (<i>Eucloglossum maxilligum</i>)	-	-	-	-	37,0 (0,94)	2,5 (0,13)	31,9 (1,46)	11,5 (0,45)	-	3,5 (0,29)
DORÉ (<i>Stizostedion vitreum</i>)	-	1043,8 (49,00)	711,3 (41,80)	-	-	-	14,4 (0,66)	-	-	-
GRAND BROCHET (<i>Esox lucius</i>)	-	-	1639,8 (96,36)	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE (<i>Lota lota</i>)	-	-	40,0 (2,35)	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ JAUNE (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	-	-	-	-	5,0 (0,28)	-	-	-	-	15,5 (1,38)
TÊTE-DE-BOULE (<i>Pimephales promelas</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CARPE (<i>Cyprinus carpio</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASPAREAU (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ÉPINOCHÉ À CINQ ÉPINES (<i>Culaea inconstans</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	0,8 (0,05)	-
TRUITE BRUNE (<i>Salmo trutta</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT VISCEUX (<i>Coitus cognatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ DE LAC (<i>Couesius plumbeus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MULET À CORNES (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	15,8 (1,05)	-	-	3,2 (0,18)	-	-	-	-	1,4 (0,09)	-
NASEUX DES RAPIDES (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	-	-	-	-	-	-	-	58,6 (2,31)	-	-
NASEUX NOIR (<i>Rhinichthys atratulus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	2,8 (0,11)	-	-
MEUNIER ROUGE (<i>Catostomus catostomus</i>)	-	-	-	-	-	78,3 (3,99)	-	-	-	-
CYPRINIDÉ SP. (<i>Cyprinidae sp.</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
BIOMASSE TOTALE	7483,7	9132,2	5436,3	3498,9	13172,5	2775,6	5177,3	823,7	274,0	2380,4
BUE TOTALE	498,92	428,73	319,45	196,01	729,78	141,61	237,67	32,52	18,18	211,88

Annexe 4 Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poissons de la rivière Chaudière

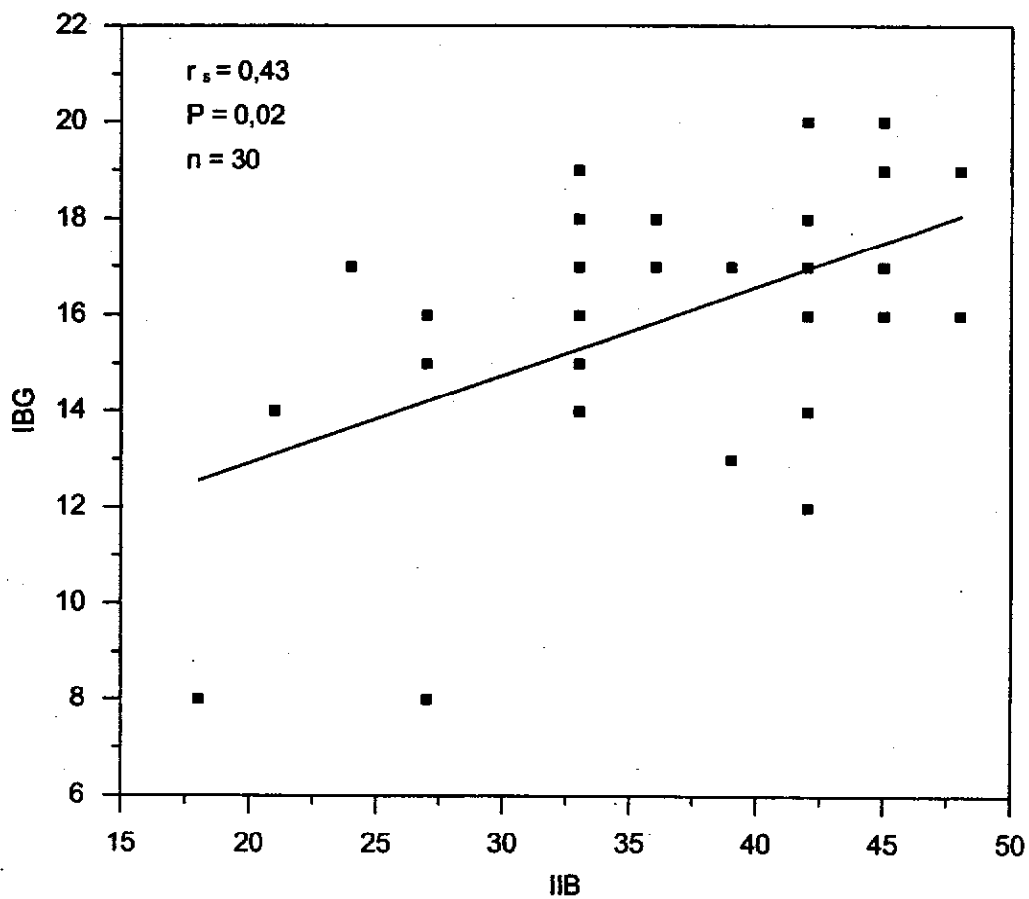
Numéro de station	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
CRAPET DE ROCHE (<i>Ambloplites rupestris</i>)	-	69,3 (4,17)	-	0,6 (0,06)	288,6 (18,32)	160,7 (8,07)	1059,0 (59,44)	203,3 (16,92)	503,7 (25,81)	125,1 (7,93)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE (<i>Micropterus dolomieu</i>)	-	-	-	-	219,7 (13,95)	297,7 (14,95)	51,4 (2,90)	29,9 (2,49)	1244,8 (64,81)	29,3 (1,84)
CHABOT TACHETÉ (<i>Cottus bairdi</i>)	-	7,6 (0,46)	5,1 (0,54)	-	8,5 (0,54)	4,9 (0,25)	3,2 (0,18)	1,2 (0,10)	-	38,0 (2,41)
DUITOUÛCHE (<i>Semotilus corporalis</i>)	-	11,4 (0,74)	41,9 (4,43)	8,1 (0,83)	61,1 (3,88)	64,6 (2,54)	105,7 (5,93)	103,8 (8,64)	-	13,8 (0,88)
OMISCO (<i>Percopsis omiscomaycus</i>)	-	6,6 (0,40)	-	5,0 (0,51)	-	18,4 (0,92)	52,4 (2,94)	-	47,0 (2,41)	-
VENTRE-POURRI (<i>Pimephales notatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	1,3 (0,07)	7,1 (0,45)
MEUNIER NOIR (<i>Catostomus commersoni</i>)	270,2 (13,77)	101,1 (6,08)	60,8 (6,42)	639,0 (65,65)	1197,7 (76,04)	1206,1 (60,56)	3424,0 (192,18)	398,7 (33,18)	7314,3 (374,77)	6,7 (0,42)
RASEUX-DE-TERRE NOIR (<i>Etheostoma nigrum</i>)	-	5,6 (0,34)	11,5 (1,21)	5,9 (0,61)	7,6 (0,48)	3,3 (0,17)	16,5 (1,49)	11,4 (0,95)	8,9 (0,85)	146,6 (9,30)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES (<i>Luxilus cornutus</i>)	-	1,0 (0,06)	53,1 (5,61)	185,4 (19,05)	79,6 (5,05)	3,4 (0,17)	7,5 (0,42)	7,5 (0,62)	6,2 (0,32)	-
PERCHAUDE (<i>Percia flavescens</i>)	-	-	-	-	91,0 (5,44)	25,3 (1,27)	81,7 (4,59)	-	124,9 (6,48)	-
MASKINONGÉ (<i>Esox masquinongy</i>)	-	-	-	-	12,5 (0,79)	2788,4 (140,00)	2976,4 (167,06)	8,4 (0,70)	-	-
BEC-DE-LIEVRE (<i>Exoglossum maxillare</i>)	-	-	1,9 (0,20)	29,9 (3,07)	45,1 (2,86)	44,5 (2,23)	-	38,8 (3,23)	-	-
DORÉ (<i>Stizostedion vitreum</i>)	-	-	-	-	-	4167,4 (209,24)	59,8 (3,36)	-	5,1 (0,26)	-
GRAND BROCHET (<i>Esox lucius</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
LOTTE (<i>Loia lota</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ JAUNE (<i>Notemigonus crysoleucas</i>)	-	-	-	-	-	22,7 (1,14)	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE (<i>Pimephales promelas</i>)	-	-	-	-	-	2,1 (0,11)	-	-	-	-
CARPE (<i>Cyprinus carpio</i>)	39717,6 (2024,62)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GASPAREAU (<i>Alosa pseudoharengus</i>)	27,2 (1,39)	-	-	-	-	-	-	-	-	-
ÉPINOÛCHE À CINQ ÉPINES (<i>Culaea inconstans</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TRUITE BRUNE (<i>Salmo trutta</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
CHABOT VISCEUX (<i>Cottus cognatus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MÉNÉ DE LAC (<i>Couesius plumbeus</i>)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MULET À CORNES (<i>Semotilus atromaculatus</i>)	-	38,1 (2,29)	-	57,4 (5,90)	-	15,1 (0,76)	-	-	-	-
NASEUX DES RAPIDES (<i>Rhinichthys cataractae</i>)	-	3,7 (0,22)	-	25,8 (2,65)	-	-	-	19,2 (1,60)	-	0,5 (0,03)
NASEUX NOIR (<i>Rhinichthys atratulus</i>)	-	1,6 (0,10)	1,5 (0,16)	-	-	-	-	-	-	-
MEUNIER ROUGE (<i>Catostomus catostomus</i>)	-	-	-	24,1 (2,48)	-	-	-	3,0 (0,25)	-	-
CYPRINIDÉ SP. (<i>Cyprinidae sp.</i>)	-	-	-	-	3,0 (0,19)	-	-	-	8,9 (0,65)	-
BIOMASSE TOTALE	40019,8	247,6	175,8	981,2	2015,4	8814,0	7847,8	825,2	9269,1	367,1
BUE TOTALE	2040,09	14,90	18,57	100,81	127,94	442,55	440,49	68,68	474,95	23,28



Annexe 5 Relation entre la densité de poissons et la superficie cumulative du bassin versant de la rivière Chaudière



Annexe 6 Proportion de la communauté de poissons de la rivière Chaudière affectée par différents types d'anomalies externes (suite)



Annexe 7 Relation entre l'indice biologique global (IBG) et l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Chaudière