

eaux de la rivière Le Renne laquelle passe par Acton Vale où se trouvent notamment des usines de textiles. En aval de cette ville, plus de 20 substances toxiques appartenant aux groupes des BPC, des dioxines, des furanes, des HAP et autres composés benzéniques présentent des concentrations élevées dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse (Berryman et Nadeau, 1999).

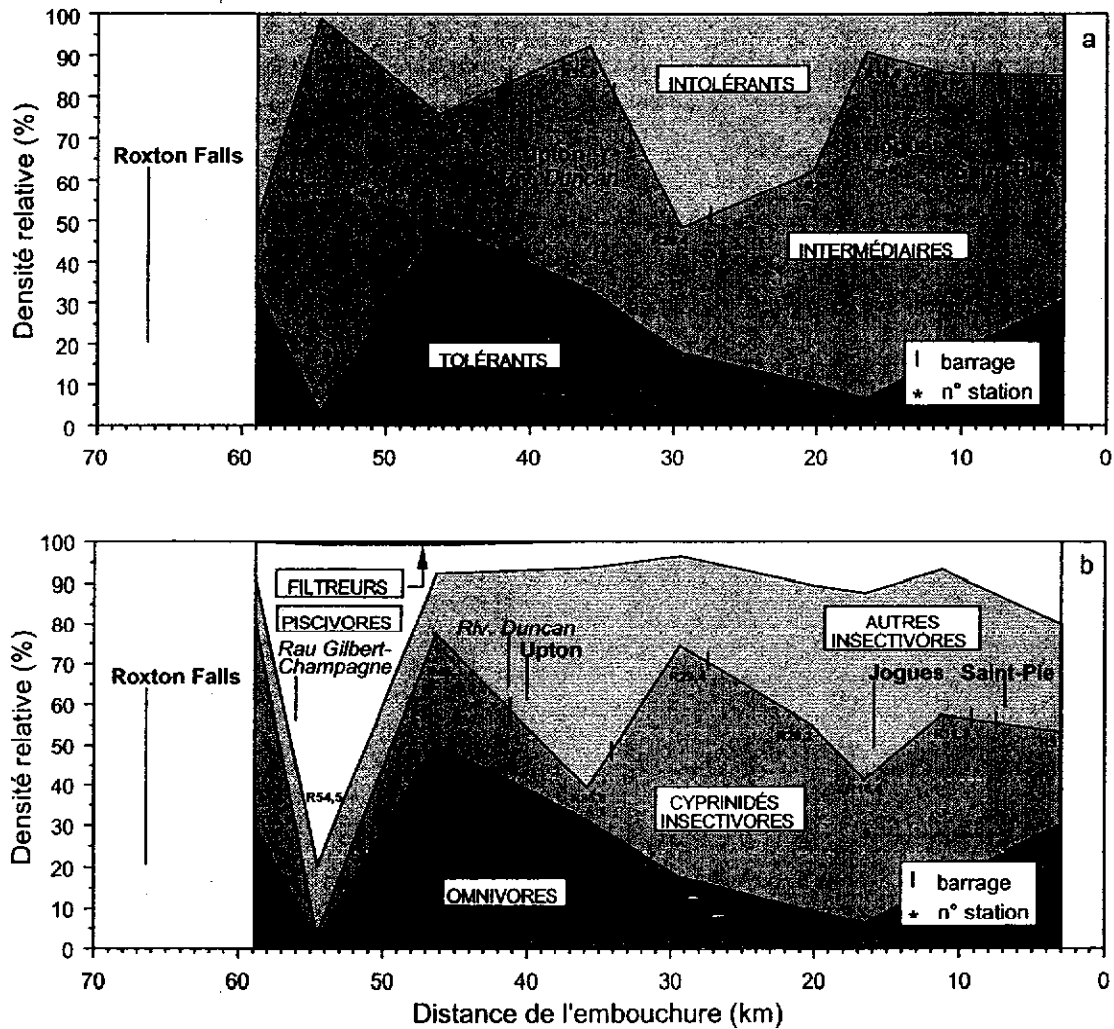


Figure 25 Variation de la densité relative des poissons de la rivière Noire en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique

Des pics d'abondance de poissons tolérants supérieurs à 25 % sont observés aux stations R58,9 (34 %), R46,3 (49 %), R35,8 (33 %) et R3 (31 %). Puisque les espèces tolérantes à la pollution sont présentes à la fois dans les milieux naturels et dégradés, un milieu est désigné pollué seulement lorsque la présence de tolérants se combine à l'absence (Cairns et Dickson, 1971) ou à la faible représentation (Smith *et al.*, 1994) d'espèces intolérantes à la pollution. Cette condition s'applique surtout à la station R35,8 (8 %) située en aval de la rivière Duncan et de l'effluent non traité d'Upton. Aux autres stations, les poissons intolérants sont assez bien représentés puisqu'ils se retrouvent dans des proportions de 50 % (R58,9), 24 % (R46,3) et 15 % (R3).

Niveaux trophiques

Le patron de variation spatiale des omnivores (figure 25b) est identique à celui des tolérants (figure 25a) puisque quatre des cinq espèces omnivores retrouvées dans la rivière Noire sont aussi tolérantes à la pollution. Seule la station R46,3 a une proportion d'omnivores supérieure à 45 %, le critère indicatif d'une communauté perturbée établi par Karr *et al.* (1986). Cependant, puisque cette forte proportion d'omnivores n'est pas corroborée par une diminution concomitante des cyprinidés insectivores et des piscivores, elle ne reflète probablement pas une dégradation du milieu et la même explication que pour les tolérants prévaut.

La densité relative des cyprinidés insectivores est inférieure à 20 %, signe d'un déséquilibre de la chaîne trophique selon Karr *et al.* (1986), en aval du ruisseau Gilbert-Champagne (R54,5; 1 %) et de la rivière Duncan et de l'effluent non traité d'Upton (R35,8; 8 %).

Finalement, aucune station ne présente de déséquilibre pour le groupe trophique des piscivores; leur densité relative, supérieure à 5 %, est une indication d'une communauté viable et en santé (Karr *et al.*, 1986). La forte proportion de piscivores observée à la station R54,5 (79 %) repose sur deux espèces — l'achigan à petite bouche et le crapet de roche — dont les densités (PUE) sont comparables à celles des autres stations (figure 20 et annexe 5b). L'augmentation de leur proportion à cette station est donc le résultat de la diminution de la densité relative des cyprinidés insectivores et autres insectivores plutôt que de l'accroissement de l'abondance des piscivores comme tels. Les caractéristiques d'habitat ne sont pas non plus mises en cause puisque toutes les stations font partie du même groupe d'habitat (figure 18).

Anomalies externes

La variation spatiale du pourcentage de la communauté ichthyologique affectée par une ou plusieurs des anomalies de type DELT est présentée à la figure 26. Seule la communauté de la station R54,5 a une proportion d'anomalies supérieure à 5 %, une indication d'une mauvaise santé. Des neuf stations échantillonnées, quatre autres ont des communautés d'une santé précaire (2 % à 5 %) et quatre, en bonne santé (< 2 %). Dans l'ensemble, la santé des communautés de la rivière Noire est meilleure que celle de la rivière Yamaska où près de la moitié des stations ont une incidence de DELT dépassant 5 %. La proportion de DELT atteint 20 % à la station R54,5, le taux d'incidence le plus élevé du bassin après celle en aval de Farnham. Ce pourcentage, au moins quatre fois plus élevé que celui des autres stations de la rivière Noire et sept fois supérieur à celui de la station située en amont (R58,9), constitue un signal évident de contamination par les substances toxiques. Pour donner une autre idée de l'importance de ce signal, sur la rivière Saint François en 1991, en aval de deux usines de pâtes et papier dont les eaux usées ne subissaient qu'un traitement primaire, la proportion de DELT atteignait 14 % et 17 % (Richard, 1996). Tel qu'il est signalé auparavant, le ruisseau Gilbert-Champagne, dont la confluence avec la rivière Noire est située en amont de la station R54,5, constitue une source potentielle de contamination. Outre la pollution, la taille moyenne légèrement plus élevée des poissons de cette station (annexe 19) est en partie liée au haut taux d'incidence d'anomalies. D'ailleurs, le pourcentage d'anomalies de type DELT de chaque station de la rivière Noire est positivement corrélé à la longueur moyenne des poissons de la communauté ($r_s = 0,67$; $p = 0,05$) (annexe 20). Avec l'âge, les poissons sont plus susceptibles de développer des anomalies

dans les milieux pollués, reflet direct de leur temps d'exposition aux contaminants (Baumann *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1994; Couillard *et al.*, 1995; Lesko *et al.*, 1996; Sanders *et al.*, 1998).

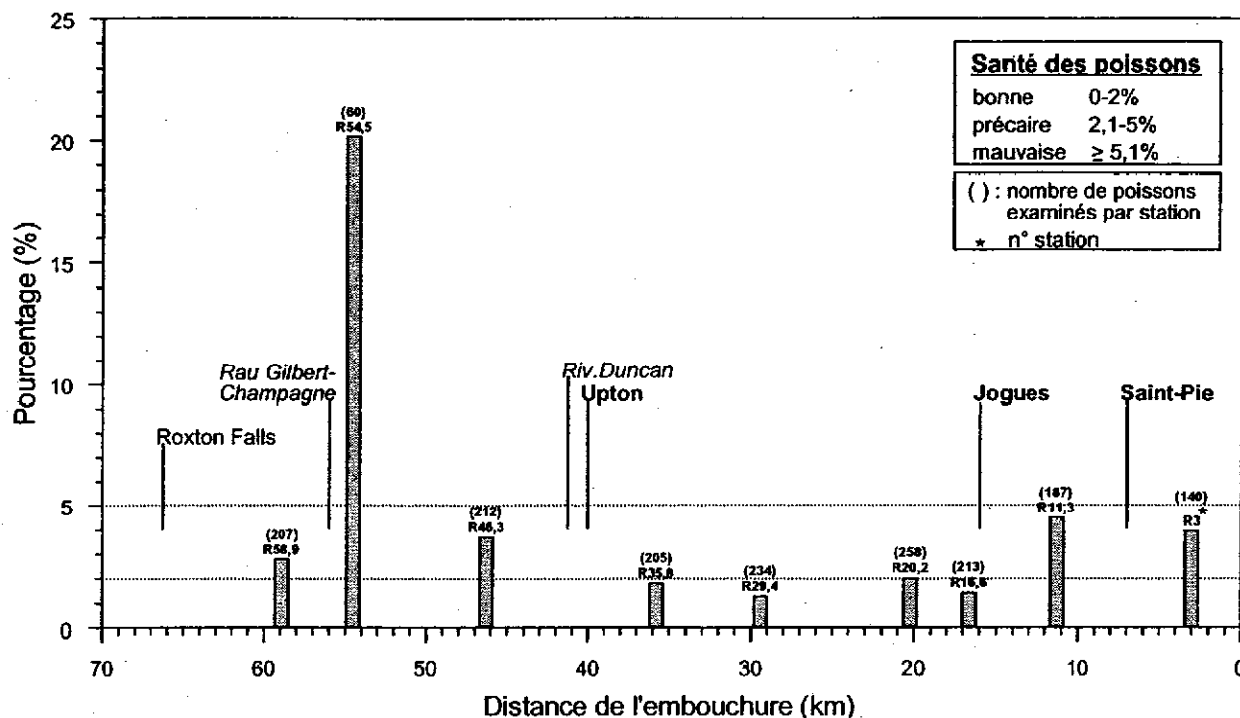


Figure 26 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Noire affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires ou des barbillons, lésion et tumeur

En aval du rejet d'eaux usées non traitées d'Upton (station R35,8), le pourcentage de DELT est inférieur à 2 % ce qui indique que la communauté est en santé. La même observation prévaut pour la station 90,1, en aval de l'émissaire non traité de Saint-Césaire et de Rougemont sur la rivière Yamaska. Les eaux usées de ces deux sources contiennent essentiellement des substances nutritives et autres polluants conventionnels. Yoder et Rankin (1995) ont observé une grande variabilité dans les proportions de DELT en aval de stations d'épuration municipales qui rejettent principalement des polluants conventionnels et dont l'effluent constitue une faible proportion du débit d'étiage des rivières. Ils ont, par contre, observé qu'en aval de stations municipales qui rejettent d'importantes quantités de substances toxiques, le pourcentage de DELT était constamment élevé.

Pour l'ensemble de la rivière, les espèces les plus affectées sont la barbotte brune, la ouitouche, le chevalier rouge, le crapet de roche et le meunier noir (figure 27). La carpe est exclue puisque l'échantillon ne compte qu'un seul poisson (figure 27). Les 11 autres espèces ont une proportion de DELT qui varie de 0,3 % à 6,3 %. Les poissons de fond (barbotte, chevalier, meunier) vivant en contact étroit avec les sédiments contaminés sont encore une fois parmi les plus touchés. Contrairement à la rivière Yamaska où les poissons intolérants à la pollution étaient faiblement représentés, on les retrouve à des densités relatives importantes presque partout dans la rivière

Noire; ils sont pourtant tout aussi peu affectés par le DELT (0 % à toutes les stations). Les intolérants sont surtout représentés dans la rivière Noire par deux cyprinidés, le tête rose et le méné pâle. Les observations de Sanders *et al.* (1998) démontrent qu'il s'agit de l'une des familles les moins affectées par le DELT, possiblement en raison de leur petite taille et de leur courte durée de vie.

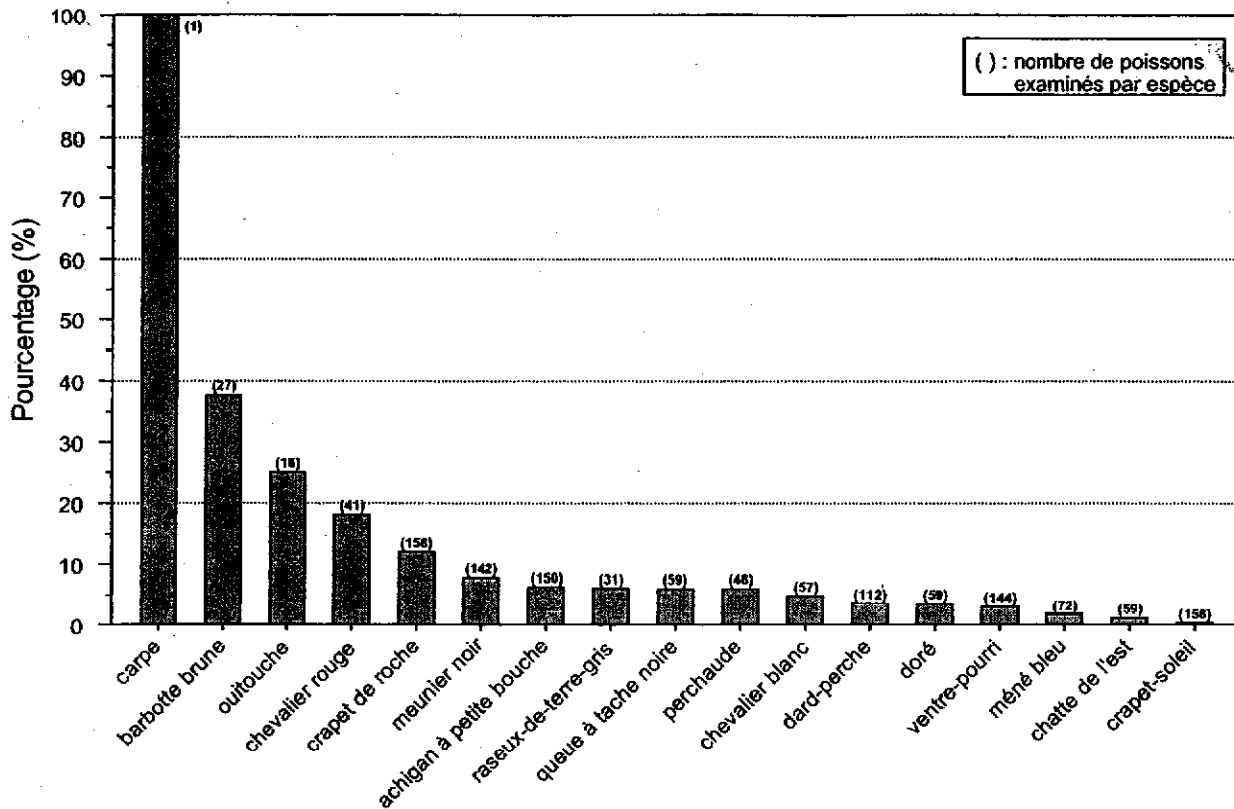


Figure 27 Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rivière Noire affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires ou des barbillons, lésion et tumeur

Par ailleurs, la proportion de **DELT multiple** est faible dans la rivière Noire, ne dépassant pas 1,1 %.

Le pourcentage le plus élevé de poissons affectés par des **déformations corporelles** (tête, squelette, nageoire et autres) est atteint à la station R54,5 (5,9 %) (figure 28). Ce taux d'incidence, indicatif de mauvaise santé, est toutefois relativement faible par rapport aux autres rivières. Ailleurs sur la rivière Noire, la proportion de cette anomalie ne dépasse pas 2,2 %. Les espèces les plus touchées sont le chevalier rouge (15 %) et le doré (4 %). La carpe n'est pas considérée dû à son effectif faible (figure 27).

De même, seule la station R54,5 a un taux d'incidence d'**érosion des nageoires ou des barbillons** supérieur à 5 % (figure 28). Sa proportion de 14,3 % est comparable à celle de la station située en aval de Farnham sur la rivière Yamaska (13 %) et d'une papetière dont les eaux usées n'étaient pas traitées sur la rivière Saint-François (Richard, 1996). Aux autres stations, le pourcentage d'érosion

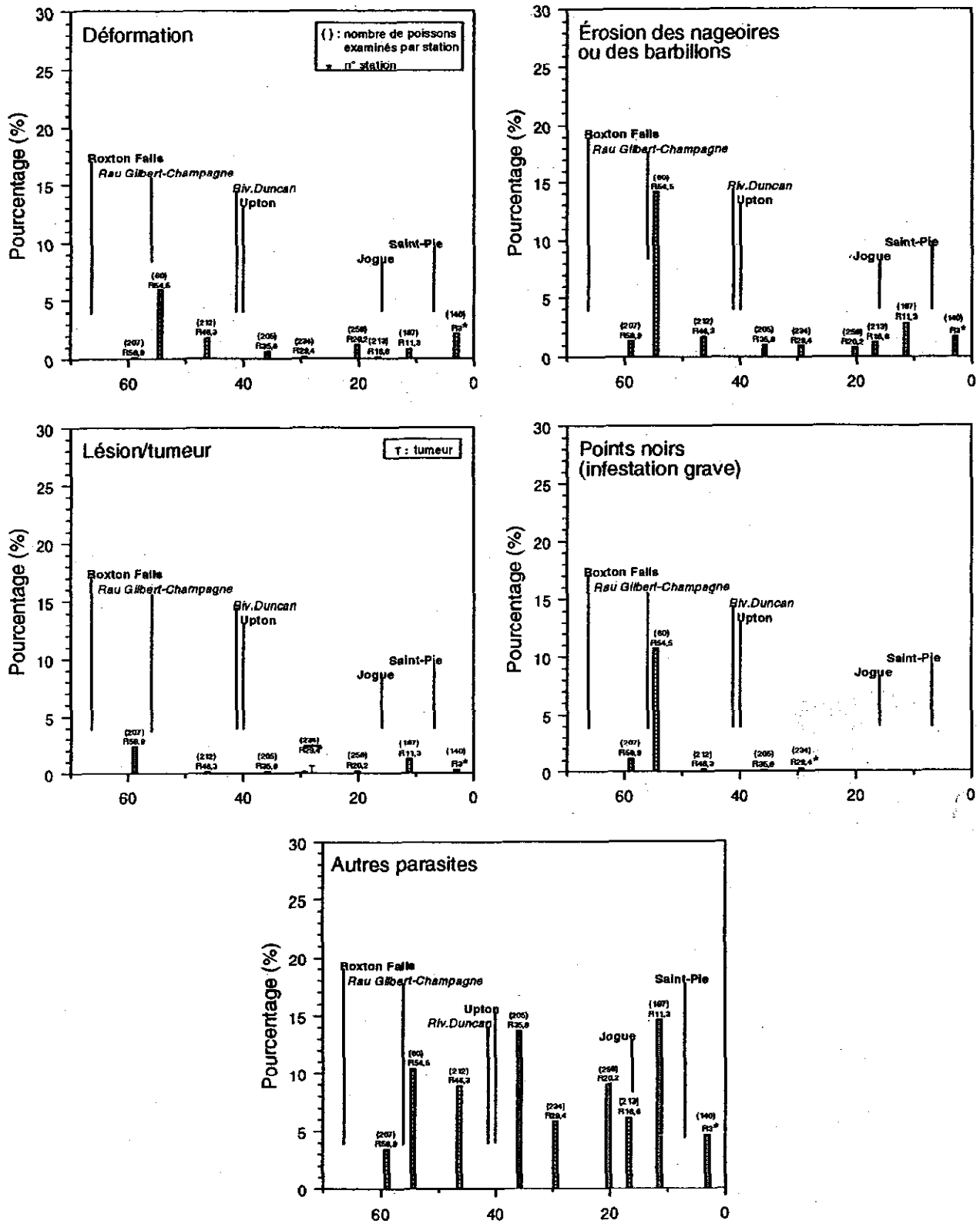


Figure 28 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Noire affectée par différents types d'anomalies externes

est inférieur à 2,9 %. Les espèces les plus touchées sont la barbotte brune (38 %), la outouche (19 %) et le crapet de roche (10 %). L'érosion des barbillons, qui affecte la barbotte brune, n'était pas retrouvée sur la rivière Yamaska. En aval d'un complexe urbain/industriel d'une rivière de l'Arkansas où l'eau et les sédiments étaient fortement contaminés, les barbillons de 38 % des barbues de rivière (*Ictalurus punctatus*) étaient érodés, fourchus ou manquants alors qu'aucun poisson de la station de référence ne présentait cette anomalie (Ostrander *et al.*, 1995). Leur système sensoriel pourrait être affecté, ce qui rend en retour la capture de leurs proies difficile et entraînerait éventuellement une diminution de poids (Ostrander *et al.*, 1995).

La proportion de lésions, inférieure à 2,4 % à toutes les stations de la rivière Noire (figure 28), est même plus faible que celle de la rivière Châteauguay, l'une des rivières étudiées jusqu'à maintenant où les poissons sont les moins affectés par des anomalies (La Violette et Richard, 1996). Quant aux tumeurs, seul un méunier noir de la station R29,4 est atteint d'une tumeur dermique de type papillome (figure 28). Le taux d'incidence de la station est de 0,17 %.

La station R54,5 est la seule station à présenter une infestation grave de points noirs (figure 28). Son taux d'incidence de 11 % est plus faible que dans la rivière Yamaska, mais compte parmi les valeurs élevées des rivières étudiées. L'espèce la plus touchée n'est toutefois pas le naseux des rapides, mais plutôt le raseux-de-terre-gris (23 %) ainsi que le dard perche (12 %). La station située dans le piémont a un substrat de galets-blocs tout comme les autres stations où le taux d'incidence était élevé. La vitesse du courant est toutefois lente et la transparence moyenne.

L'incidence du parasitisme (autre que points noirs et copépodes) est passablement élevée à toutes les stations, les valeurs supérieures étant atteintes aux stations R54,5 (10 %), R35,8 (14 %) et R11,3 (15 %) (figure 28). Ces proportions sont en revanche plus faibles que celles de la rivière Yamaska et des autres rivières étudiées. Les espèces les plus touchées sont aussi parmi les plus affectées de la rivière Yamaska, soit la perchaude (73 %) et le méné à nageoires rouges (43 %). L'omisco, atteint à 87 %, est exclu en raison de son effectif trop faible.

Les autres anomalies (enroulement des écailles, sangsues, copépodes, cécité et autres) ont un faible taux d'incidence dans la rivière Noire (annexe 21).

Indice de *Well Being* et indice de *Well Being* modifié

L'IWB et l'IWBm montrent un signal de dégradation à la station R54,5 (figure 29). En revanche, la différence entre les deux indices (figure 30) indique que la communauté de cette station est en santé (valeur $\leq 0,5$). Cette divergence reflète les faibles diversité, densité, biomasse et proportion de tolérants à la station R54,5. À l'opposé, l'IWB-IWBm signale un début de dégradation aux stations R46,3, R35,8 et R11,3, impact que ne démontrent pas l'IWB et l'IWBm. Tel qu'il est mentionné précédemment, la forte proportion de tolérants à la station R46,3 ne traduit probablement pas une dégradation du milieu puisqu'elle n'est pas accompagnée d'une réduction des intolérants. De la même façon, à la station R54,5, l'IWB et l'IWBm sont vraisemblablement de meilleurs indicateurs de l'état du milieu que l'IWB-IWBm. En effet, même si la proportion de tolérants est peu élevée, les faibles diversité, densité et biomasse — d'autant plus qu'elles sont corroborées par

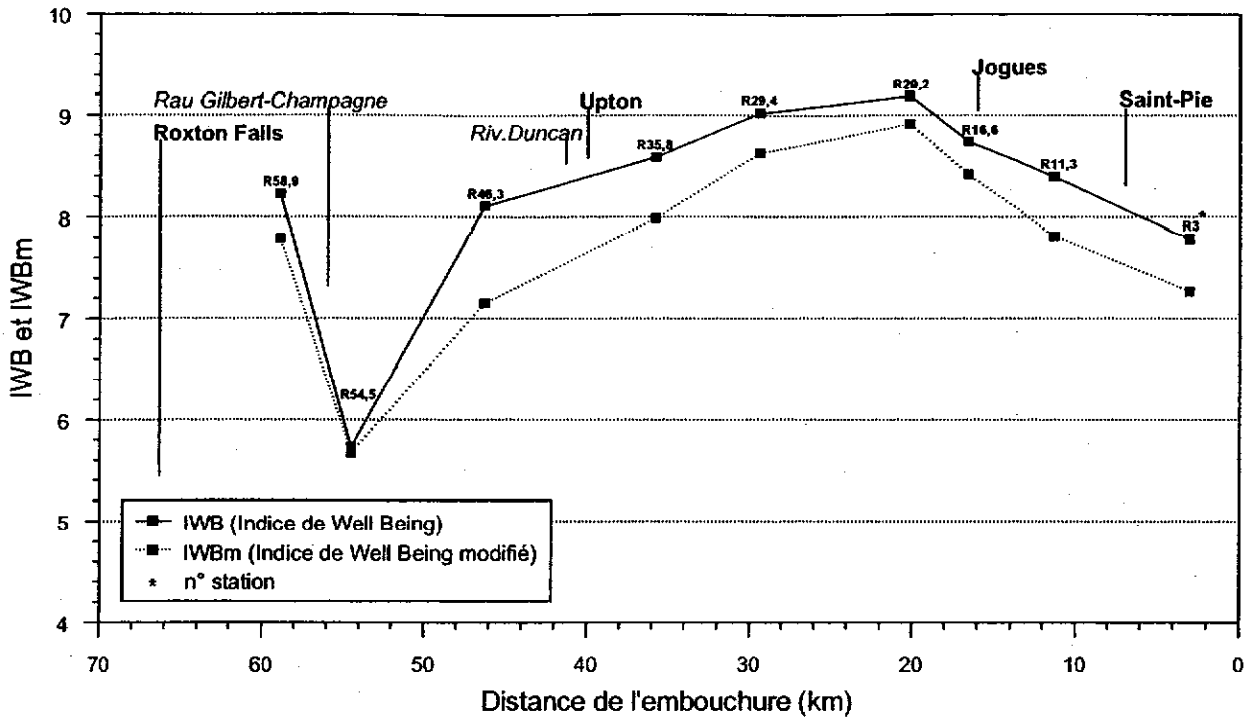


Figure 29 Variation spatiale de l'indice de *Well Being* et de l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Noire

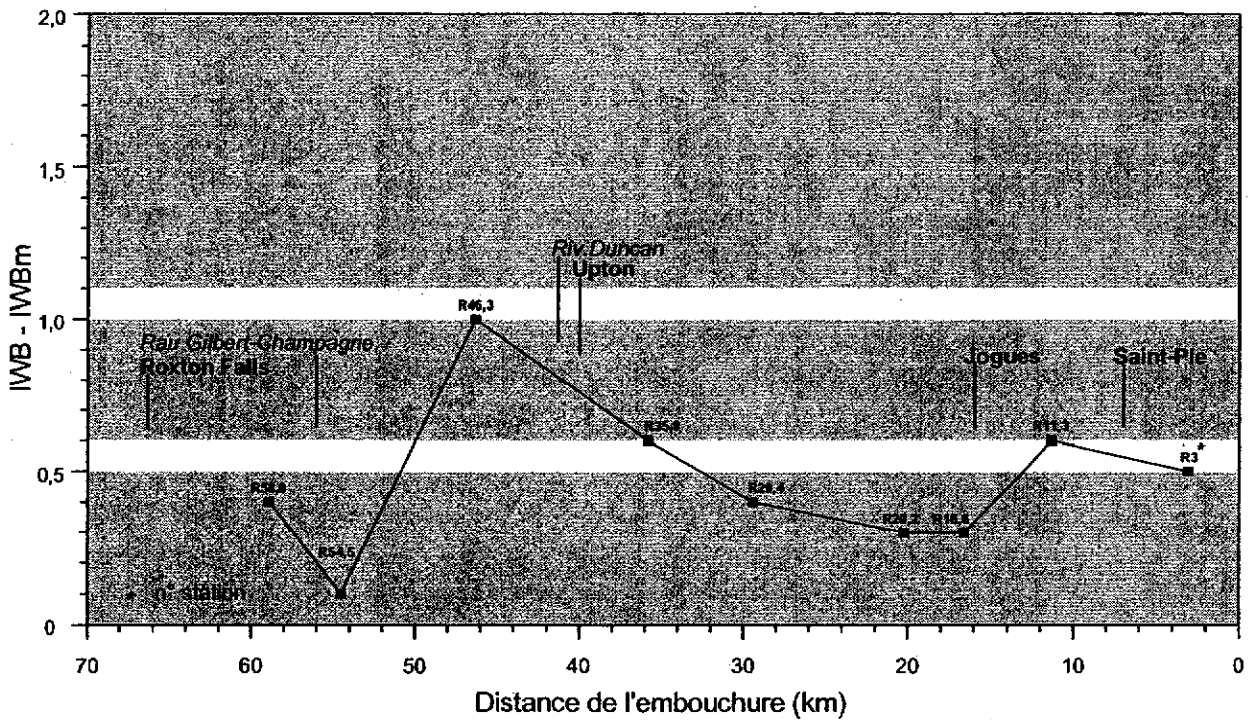


Figure 30 Variation spatiale de la différence entre l'indice de *Well Being* et l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Noire

La pollution résiduelle du ruisseau Gilbert-Champagne continue d'affecter la communauté de poissons de la station suivante (R46,3) où l'IIB maintient la cote moyenne. Toutes les variables qui indiquent une détérioration à la station précédente montrent toutefois des signes d'amélioration, à l'exception de la proportion d'omnivores qui s'accroît de façon marquée et de l'IWB-IWBm qui augmente d'un niveau correspondant à des communautés en santé à légèrement dégradées. L'agriculture et l'élevage, notamment le cheptel porcin, commencent à prendre de l'importance (Primeau *et al.*, 1999).

En aval de la confluence de la rivière Duncan et d'Upton, l'indice affiche encore la cote moyenne. La proportion de cyprinidés insectivores ainsi que le nombre d'espèces intolérantes à la pollution et de catostomidés diminuent à nouveau à un niveau équivalent à celui en aval du ruisseau Gilbert-Champagne. Par ailleurs, l'IWB-IWBm maintient la même cote environnementale alors que les proportions d'omnivores et de DELT montrent des signes d'amélioration, cette dernière diminuant même à un niveau indicatif de communautés en santé. Les pressions agricoles demeurant relativement stables (Primeau *et al.*, 1999), c'est plutôt la rivière Duncan, un tributaire agricole qui véhicule la pollution résiduelle urbaine et industrielle d'Acton Vale, et l'émissaire d'eaux usées non traitées d'Upton sur la rivière Noire qui affectent l'intégrité biotique.

Aux stations R29,4 et R20,2, l'écosystème récupère de façon marquée et l'IIB atteint la cote excellente, un résultat non corroboré par l'accroissement remarquable des pressions agricoles, notamment la culture du maïs et l'élevage porcin (Primeau *et al.*, 1999). La dégradation qui suit s'amorce à la station R16,6, en amont de Jogues, où l'indice diminue à la cote bonne en raison d'une réduction de la proportion de cyprinidés insectivores. Cette station a la proportion de superficie cultivée (69 %) et la densité animale (1,6 U.A./ha) les plus élevées de la rivière Noire (Primeau *et al.*, 1999). Les cultures à grand interligne occupent 39 % de la superficie drainée et le cheptel de porc 1,1 U.A./ha. En aval de Jogues (station R11,3), l'IIB poursuit sa descente jusqu'à la classe moyenne. Les cyprinidés insectivores préservent la même cote environnementale. Par contre, le taux d'incidence du DELT s'accroît à un niveau où la santé des communautés est considérée précaire et l'IWB-IWBm marque un début de détérioration. Malgré la réduction de l'importance de l'agriculture à cette station (Primeau *et al.*, 1999), il est possible que le cumul de la pression agricole en amont se répercute sur la santé des communautés à cet endroit. Une hausse importante de la concentration d'azote total et une augmentation moindre de la turbidité sont d'ailleurs observées en juillet 1995 suite à un événement de pluie (Primeau, 1999), ce qui indique que la pollution est de source diffuse.

En aval de Saint-Pie près de l'embouchure (station R3), l'IIB maintient la cote moyenne et les codifications des cyprinidés insectivores et du taux de DELT restent inchangées. On observe toutefois une détérioration sur le plan de la proportion d'omnivores et du nombre d'espèces de catostomidés alors que l'IWB-IWBm montre à nouveau une amélioration. L'agriculture et l'élevage reprennent de l'importance; les cultures à grand interligne occupent 45 % de la superficie drainée et le cheptel porcin 0,75 U.A./ha (Primeau *et al.*, 1999). À l'exception de la DBO₅ qui augmente, la qualité de l'eau basée sur les paramètres conventionnels reste toutefois stable (Primeau, 1999), due en partie au bon fonctionnement de la station d'épuration de Saint-Pie en 1995 (Primeau *et al.*, 1999). Quant aux substances toxiques, des teneurs en mercure, en BPC totaux et en DDT ont été mesurées dans les meuniers noirs à des niveaux qui excèdent les critères de protection de la faune terrestre (Lapierre, 1999). Dans le cas du mercure, le niveau de contamination se compare à celui du

ruisseau Gilbert-Champagne (plus de trois fois la valeur du critère). Les teneurs mesurées de BPC totaux (trois fois le critère) sont les deuxièmes en importance du bassin. Elles se comparent à celles de la rivière Magog, la rivière la plus contaminée parmi les rivières québécoises étudiées jusqu'à maintenant. Des composés organiques semi-volatils ont aussi été détectés dans les cellules à dialyse, dont certains à des concentrations plus élevées qu'à la station R20,2 (Berryman et Nadeau, 1999). La pollution résiduelle d'une industrie de métaux dont l'effluent traité est raccordé à la station d'épuration de Saint-Pie, 4 km en amont de la station R3, pourrait être en partie à l'origine de cette contamination.

Globalement, sur les 55,9 km de la rivière Noire étudiés, l'intégrité biotique est cotée excellente sur 11,5 km (21 %), bonne sur 12,4 km (22 %) et moyenne sur 32,0 km (57 %).

Rivière Yamaska Nord

Habitats et associations ichthyologiques

La rivière Yamaska Nord compte trop peu de stations pour effectuer une analyse de groupement sur les caractéristiques d'habitat. Le tableau 9 est néanmoins utilisé pour caractériser de façon sommaire l'habitat aux quatre stations échantillonnées. Située sur le plateau appalachien entre le réservoir Choinière et le lac Boivin, la rivière montre une altitude plus élevée à la station N29,7 et est plus étroite qu'aux stations N13 à N5,1 localisées dans le piémont, en aval du lac Boivin. Elle est caractérisée par un substrat dominant d'argile-limon, tandis qu'aux autres stations le sable-gravier domine. Les stations situées dans la partie inférieure de la rivière (N10 et N5,1) ont une pente plus faible et la station N5,1, une plus faible profondeur maximale. Aux stations N29,7 et N10 la densité de macrophytes et l'hétérogénéité du substrat sont faibles alors qu'aux deux autres stations, la densité de macrophytes est faible à modérée et l'hétérogénéité du substrat plus élevée.

Tableau 9 Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Yamaska Nord

Station	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ^a	Densité des macrophytes
N29,7	15	119	1,0	1,7	lente	moyenne	argile-limon	0,5	faible
N13,0	25	80	1,5	1,5	lente	moyenne	sable-gravier	1,6	faible-modérée
N10,0	25	79	0,5	1,3	lente	moyenne	sable-gravier	0,6	faible
N5,1	20	76	0,5	0,7	lente	moyenne	sable-gravier	1,6	faible-modérée

^a Calculée selon l'indice de diversité de Shannon-Wiener

Le nombre de stations est aussi trop limité pour effectuer une analyse de groupement des stations d'après les espèces de poisson recensées. L'analyse de groupement sur les espèces de chacune des stations est cependant possible. Elle révèle l'existence de quatre associations ichthyologiques après partition au niveau de fusion 0,1 (similarité), lesquelles sont désignées par A, B, C et D aux

figures 32 et 33. L'association A comprend les deux seules espèces présentes à toutes les stations, soit le meunier noir et le raseux-de-terre gris. Les autres espèces les plus largement réparties sont l'achigan à grande bouche (association A) ainsi que le ventre-pourri et la perchaude (association B), retrouvés à 75 % des stations. Ces résultats sont difficilement comparables aux inventaires ichthyologiques réalisés durant les étés 1965 à 1971 par Mongeau (1979), puisque l'ensemble du territoire de la rivière Yamaska Nord était alors couvert. Néanmoins, l'espèce la plus fréquemment rencontrée était aussi le meunier noir (Mongeau, 1979).

Les quatre espèces de l'association B sont absentes de la station N10. L'association C regroupe trois espèces tolérantes à la pollution présentes exclusivement à la station N13. Puisque cette station ne présente pas de caractéristiques d'habitat qui la distinguent des autres stations (tableau 9), son niveau élevé de pollution est peut-être davantage à l'origine de cette association. L'association D inclut neuf espèces présentes seulement à la station de l'embouchure de la rivière Yamaska Nord (station N5,1). La faible profondeur maximale à cette station n'explique pas la présence de cette association, car toutes les espèces qui la composent se trouvent aussi dans la rivière Yamaska à des profondeurs équivalentes ou supérieures à celles des trois autres stations de la rivière Yamaska Nord. La présence de cette association dans la rivière Yamaska, en amont et en aval de la confluence de la rivière Yamaska Nord, suggère une fois de plus un effet de lisière (Dajoz, 1982; Osborne et Wiley, 1992; Paller, 1994). Pour trois bassins versants en Illinois, Osborne et Wiley (1992) ont observé qu'à la confluence des tributaires et du cours principal les communautés de chacun de ces milieux avaient une composition similaire et ne présentaient pas de différence significative quant à leur nombre d'espèces. Finalement, le brochet maillé, une espèce satellite, ne fait partie d'aucune association et est présent uniquement à la station N29,7. Le réservoir Choinière et le lac Boivin sont des habitats favorables au brochet maillé que l'on trouve dans les cours d'eau à courant faible, les étangs, les lacs et les baies à végétation dense (Scott et Crossman, 1973; Trautman, 1981). Cette espèce a d'ailleurs été recensée dans le passé entre le réservoir Choinière et la sortie du lac Boivin (Mongeau, 1979).

Densité

Dans la rivière Yamaska Nord, la densité ichthyologique diminue de façon importante en aval de Granby et augmente de nouveau à la moitié de sa valeur initiale en aval de St-Alphonse (figure 34). La densité initiale de 82 PUE observée à la station N29,7 est 1,4 fois supérieure à la valeur maximale des rivières étudiées jusqu'à maintenant, soit 58 PUE sur la rivière Chaudière (Martel et Richard, 1998). Dans le bassin de la rivière Yamaska, cette densité est toutefois inférieure à la densité maximale de 133 PUE observée sur la rivière Noire, mais supérieure à la valeur maximale de 71 PUE enregistrée sur la rivière Yamaska. Puisqu'il s'agit de la seule station de la rivière Yamaska Nord échantillonnée par bateau, il n'est pas possible d'évaluer l'influence de l'engin de pêche utilisé sur la densité. De plus, comme nous l'avons vu précédemment, la station N29,7 présente des caractéristiques d'habitat distinctes qui n'en font pas un véritable témoin. Cependant, les espèces les plus abondantes à cette station (87 % des PUE totales), soit le crapet-soleil (62 PUE), la perchaude (4,5 PUE) et la chatte de l'est (4,4 PUE), sont aussi représentées à d'autres stations, et donc, ne sont pas associées à un habitat particulier. Outre le brochet maillé, la station N29,7 ne compte pas d'espèces additionnelles par rapport aux autres stations.

Régions physiographiques^b

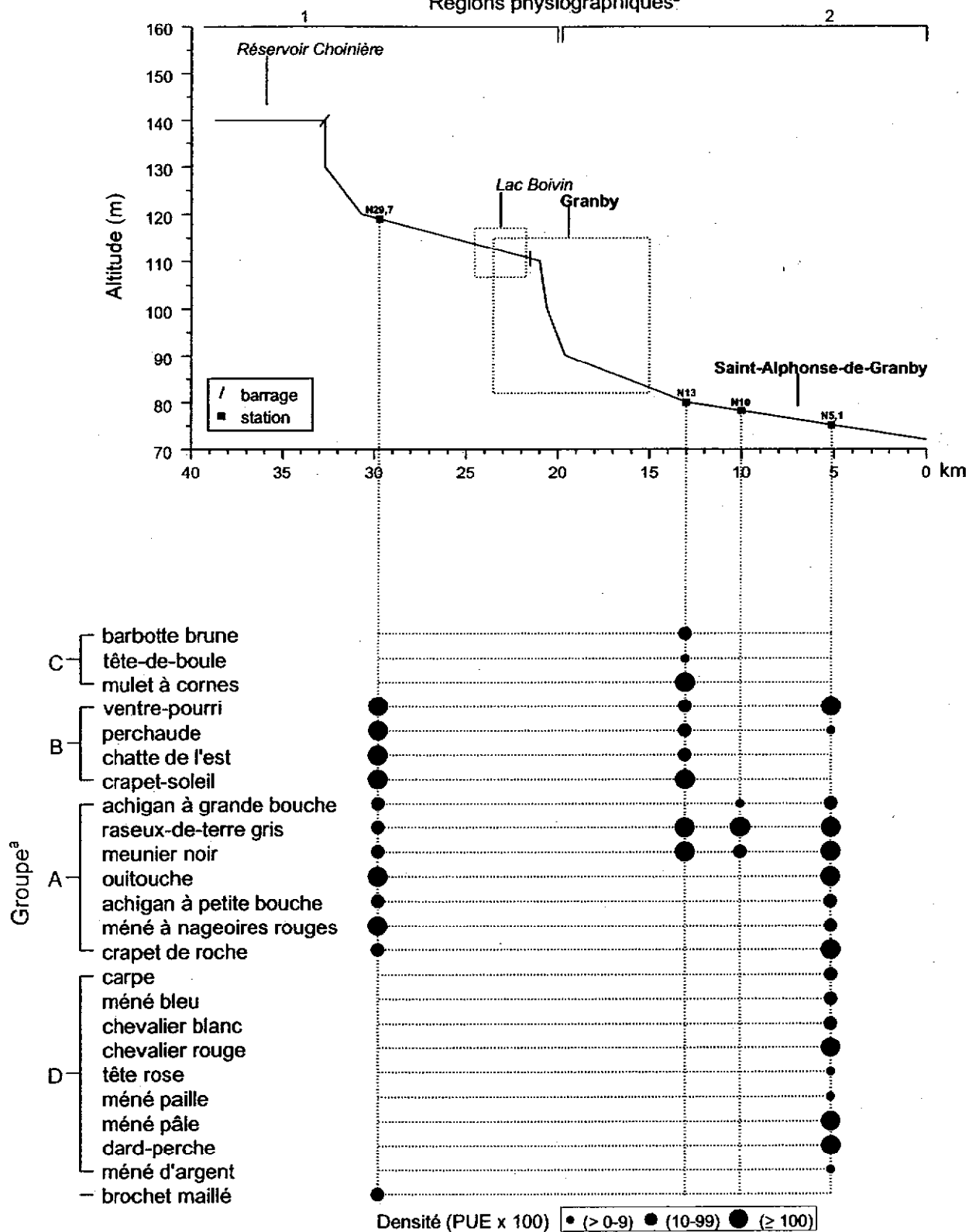


Figure 32 Répartition spatiale de la densité des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont)

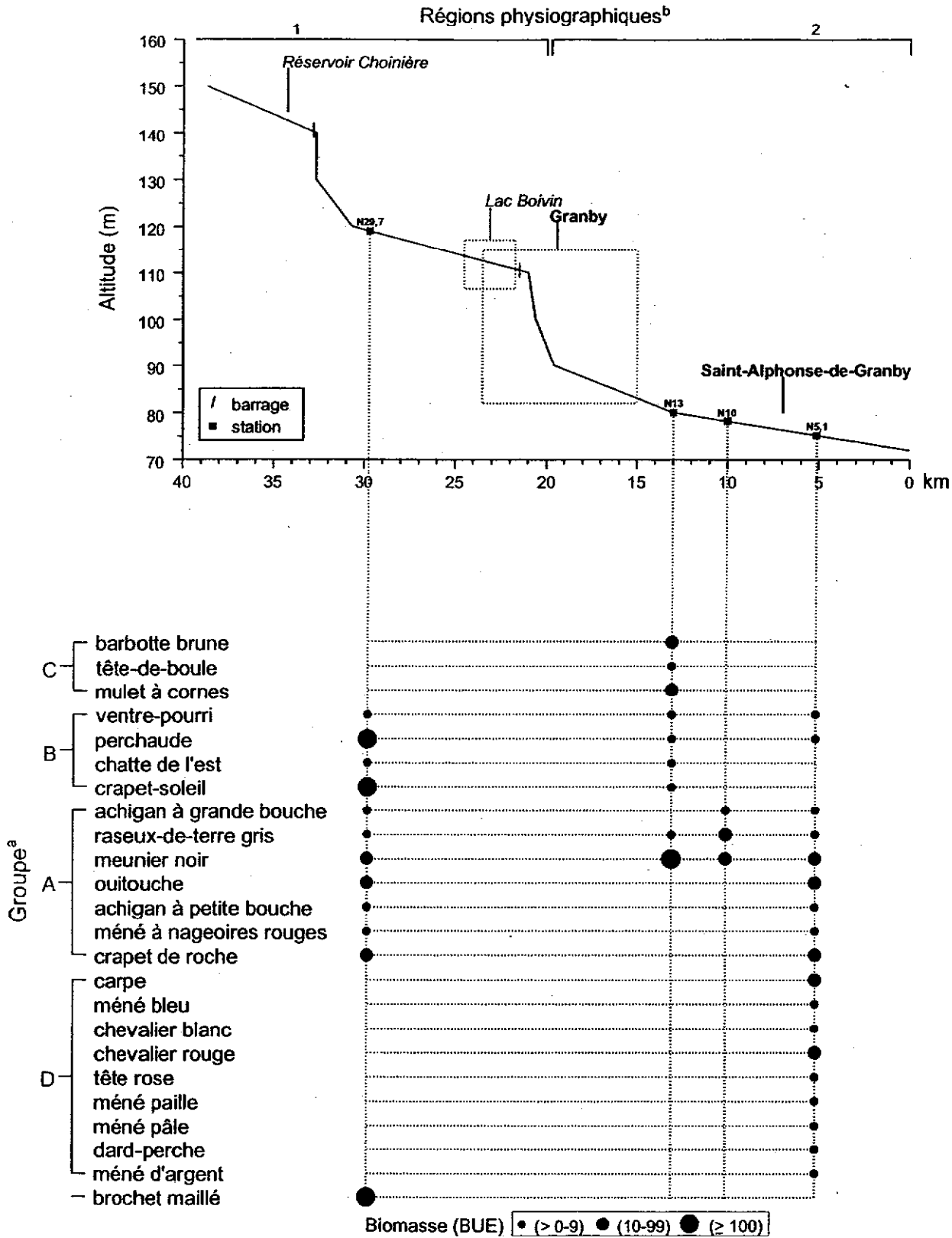


Figure 33 Répartition spatiale de la biomasse des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont)

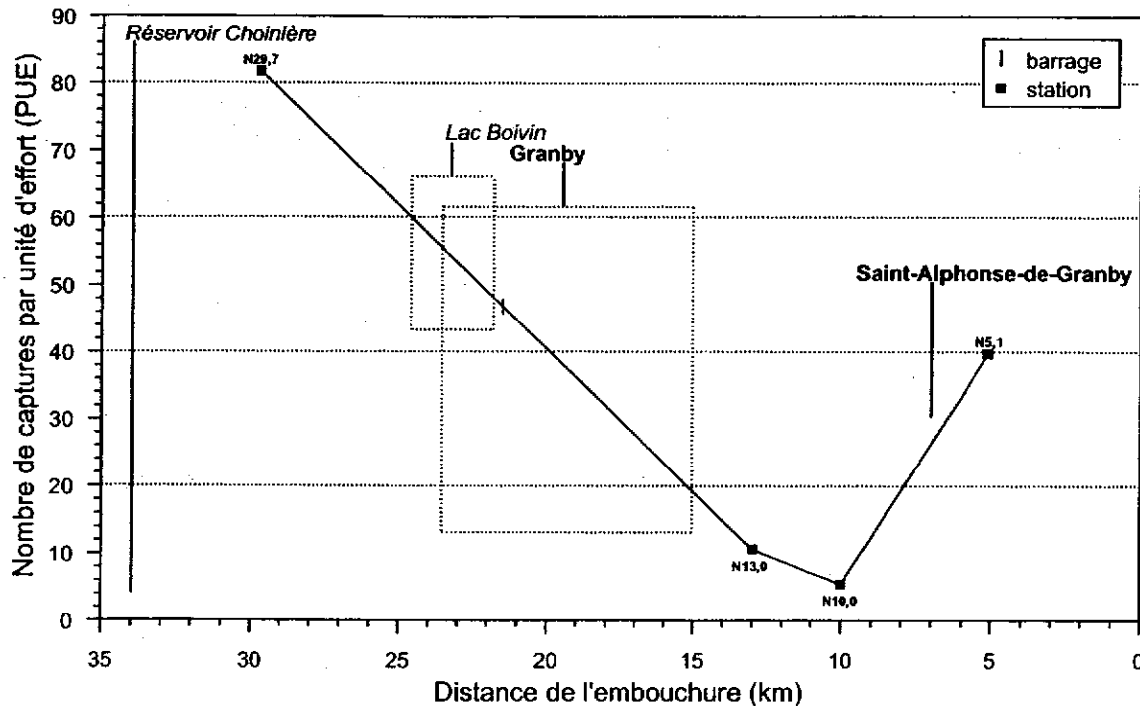


Figure 34 Variation spatiale de la densité ichthyologique de la rivière Yamaska-Nord

En aval de Granby, la densité chute respectivement de 7,5 fois et 13,6 fois aux stations N13 et N10, par rapport à la station en amont (N29,7). Cette diminution ne semble pas liée à des différences d'habitat puisque les caractéristiques observées ne se démarquent pas de celles des autres stations (tableau 9). La réduction de la densité n'est pas associée à une augmentation de la taille moyenne des poissons de la communauté, car la biomasse diminue plutôt que d'augmenter. Par ailleurs, la composition physico-chimique révèle une augmentation des concentrations de substances nutritives et de coliformes fécaux ainsi qu'une diminution de l'IQBP (Primeau, 1999). Aussi, plusieurs substances toxiques augmentent de façon marquée dans les traceurs (Berryman et Nadeau, 1999). De plus, les teneurs en BPC dans les meuniers noirs excèdent plus de douze fois le critère de protection de la faune terrestre, ce qui correspond à près de quatre fois la teneur du site le plus contaminé par les BPC du Québec (Lapierre, 1999). Il est donc plausible que, tout comme pour la station R54,5 de la rivière Noire, un niveau élevé de pollution soit à l'origine de cette réduction de densité. À la station N13, le meunier noir (4,5 PUE), le mulot à cornes (1,6 PUE), le crapet-soleil (1,4 PUE) et le raseux-de-terre gris (1,3 PUE) sont les espèces les plus abondantes, représentant 83 % des PUE totales alors qu'à la station N10, le raseux-de-terre gris accapare 96 % de l'abondance totale.

La répartition, de l'amont vers l'aval, de la densité des espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord est présentée à la figure 32. Pour l'ensemble de la rivière, le crapet-soleil, le ventre-pourri, le chevalier rouge et le raseux-de-terre gris sont, dans l'ordre, les espèces les plus abondantes. Elles représentent respectivement 46 %, 10 %, 7 % et 6 % des captures.

Biomasse

Dans la rivière Yamaska Nord, la biomasse ichthyologique prélevée par unité d'effort (BUE) diminue de façon importante en aval de Granby, atteignant 56 BUE à la station N10, elle est parmi les biomasses les plus faibles du bassin (figure 35). Cette diminution de la biomasse qui concorde aussi avec la réduction de la densité observée à cet endroit pourrait refléter, tel qu'il est énoncé précédemment, un niveau élevé de pollution. Le meunier noir, une espèce omnivore et tolérante à la pollution accapare 73 % de la biomasse totale de la station N10. Même si les BUE doublent en aval de Saint-Alphonse, ce qui traduit une légère récupération, elles n'en demeurent pas moins près de six fois plus faibles qu'à la station N13.

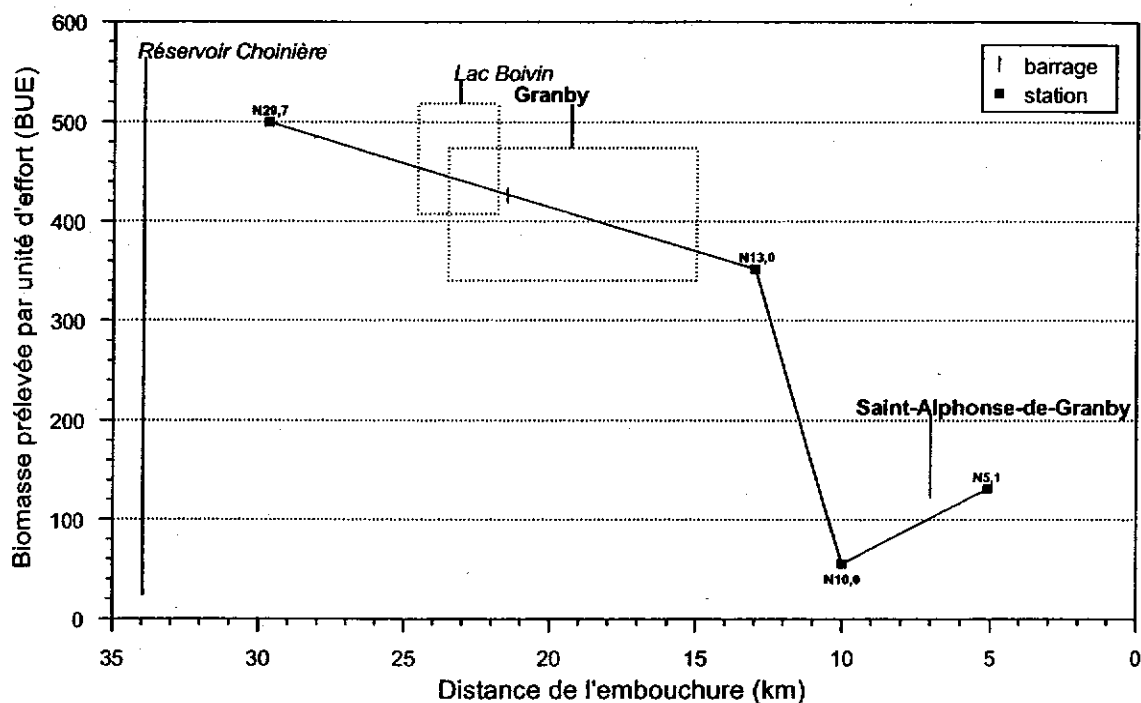


Figure 35 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Yamaska Nord

La répartition, de l'amont vers l'aval, de la biomasse des espèces capturées dans la rivière Yamaska Nord est présentée à la figure 33. Pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez le meunier noir (36 % de la biomasse totale), le crapet-soleil (15,7 %), la perchaude (15,5 %) et le brochet maillé (10 %).

Nombre d'espèces

Le nombre d'espèces dans la rivière Yamaska Nord suit un patron analogue à celui de la densité et de la biomasse ichthyologique; il diminue en aval de Granby et augmente à nouveau en aval de Saint-Alphonse (figure 36). Au total, 24 espèces ont été capturées dans cette rivière. Oscillant entre 3 et 18, le nombre d'espèces de chaque station est plus variable que celui des rivières Yamaska, Noire et Yamaska Sud-Est. La station N10, en aval de Granby, ne compte que trois espèces de

poisson. Il s'agit non seulement de la plus faible diversité du bassin mais aussi de la plus faible diversité observée parmi les rivières du Québec étudiées jusqu'à maintenant. Seules trois espèces avaient aussi été dénombrées dans un milieu peu productif à la tête de la rivière Ouareau dans le bassin de la rivière L'Assomption (Richard, 1994). La faible richesse spécifique de la station N10 n'est toutefois pas liée aux caractéristiques physiques du milieu, mais reflète clairement l'impact négatif des sources importantes de pollution urbaine, industrielle et agricoles à Granby. À la station d'épuration des eaux usées de la ville, dont l'effluent est localisé 1,2 et 4,2 km en amont respectif des stations N13 et N10, sont raccordées 24 entreprises industrielles polluantes, principalement dans les secteurs de la métallurgie, des textiles, de la chimie et de l'agroalimentaire. Aussi, en amont de la station N13, on dénombre la présence de trois sites dont les sols sont contaminés respectivement par les BPC, les huiles et graisses minérales et les hydrocarbures halogénés (Primeau *et al.*, 1999). L'agriculture s'intensifie aussi de façon marquée dans ce secteur. Les cultures de maïs s'accroissent de neuf fois et la densité animale totale et l'élevage du porc de quatre fois entre la station N13 et N10 (Primeau *et al.*, 1999). Un total de 43 substances toxiques — BPC, HAP, plomb, mercure, dioxines, furanes et divers composés benzéniques — présentent des hausses de concentration dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse en aval de la ville, soit l'un des plus grand nombres parmi les sites étudiés jusqu'à maintenant (Berryman et Nadeau, 1999). Des hausses de concentrations de substances nutritives et de coliformes fécaux sont aussi observées en aval de la ville (Primeau, 1999). Par ailleurs, le nombre plus élevé d'espèces en aval de Saint-Alphonse qu'en amont de Granby (N29,7) reflète fort probablement l'effet de lisière avec la rivière Yamaska discuté précédemment.

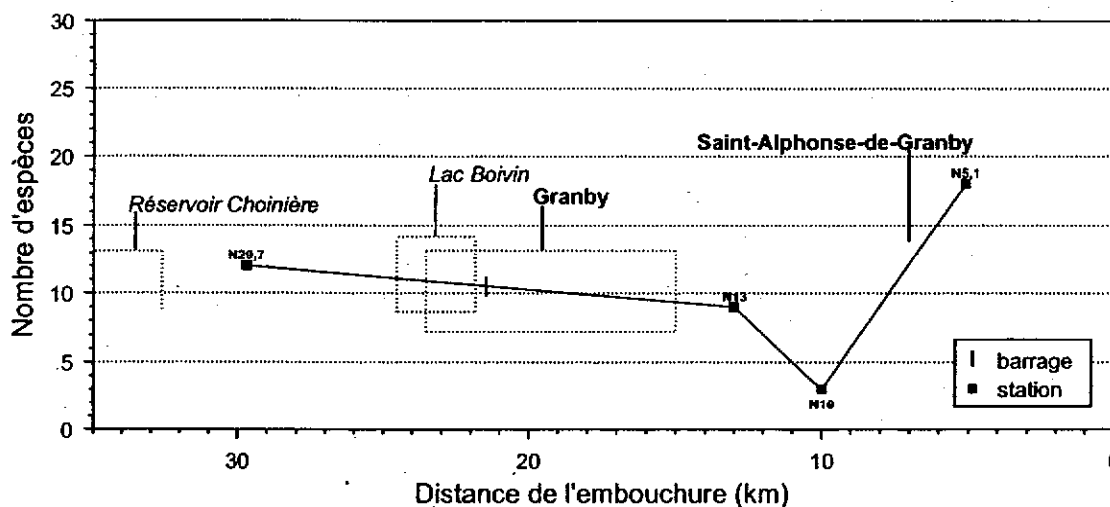


Figure 36 Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord

En dernier lieu, bien que l'emplacement de la station située en amont de l'effluent de Granby ne soit pas le même en 1991 et en 1995, une réduction comparable de la richesse spécifique (quatre et trois espèces respectivement) est observée en aval immédiat de l'effluent (annexe 11c). À la station localisée plus loin en aval de l'émissaire (station N10), il existe cependant un écart important dans le nombre d'espèces entre les deux années; 11 espèces ont été recensées en 1991, comparativement à 3 en 1995. D'après les résultats de la rivière Yamaska, si la différence d'engins de pêche électrique

utilisés était à l'origine de cet écart, le nombre d'espèces serait plus faible en 1991 qu'en 1995, un résultat opposé à celui observé. Avant que la station d'épuration des eaux usées de Granby ne soit construite en 1984, aucun poisson n'avait été recensé sur une distance de 17 km entre l'aval de Granby et l'embouchure de la rivière Yamaska Nord (année 1969) (Mongeau, 1979). La capture de poissons en aval de cette municipalité en 1991 (7 et 11 espèces) démontrait l'impact positif de la station d'épuration des eaux sur la récupération de l'écosystème (La Violette, 1996). La nouvelle baisse du nombre d'espèces à la station N10 en 1995, à un niveau moins faible toutefois que celui de 1969, pourrait signifier une nouvelle dégradation du milieu.

La comparaison des statistiques agricoles de 1991 et 1996 démontre que les superficies cultivées et le cheptel sont demeurés relativement stables entre les deux périodes. La performance de la station d'épuration, mauvaise en 1991 et 1992 et bonne durant les années subséquentes (de 1993 à 1995), ne constitue pas non plus un facteur explicatif. Les années 1991 et 1995 ont été deux années d'étiage sévère. En temps sec, le débit de la rivière est plus faible et les sources ponctuelles de pollution ont plus d'impact sur le milieu aquatique que les sources diffuses. Il est donc possible que la pollution résiduelle des entreprises industrielles ait davantage affecté les communautés ichthyologiques. Les substances toxiques n'ont pas été mesurées en 1991, mais le grand nombre de substances décelées en aval de Granby en 1995 (Berryman et Nadeau, 1999) démontre l'importance de la pollution industrielle. Aussi, le patron des congénères de BPC indique que la contamination en aval de Granby est récente (Lapierre, 1999). Un échantillonnage futur sera nécessaire pour effectuer le suivi de l'évolution temporelle de la richesse spécifique.

Niveau de tolérance à la pollution

Les espèces intolérantes à la pollution sont absentes de la rivière Yamaska Nord, à l'exception de la station N5,1 où elles se retrouvent à une densité relative de 13 % (figure 37a). Leur présence à cette station, tel qu'il est discuté précédemment, est attribuable à un effet de lisière avec la rivière Yamaska (association D, figure 32). Par ailleurs, la densité relative des poissons tolérants à la pollution, à l'exception de la station N29,7 (11 %), est partout supérieure à 25 %. En aval de Granby, les plus fortes proportions du bassin sont atteintes à la station N13 (86 %) et à la station N10 (100 %). Parmi les rivières étudiées jusqu'à maintenant, soit les rivières L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau, Saint-François, Magog, Châteauguay, Chaudière et Richelieu, c'est la première fois qu'un site est représenté uniquement par des espèces tolérantes à la pollution (Richard, 1994; Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998). Il est clair que la pollution résiduelle urbaine et industrielle, de même que l'agriculture intensive et les sites contaminés de la ville de Granby ont ensemble un impact majeur sur les communautés ichthyologiques. À la station N13 apparaît l'association C (figure 32). Composée de trois espèces tolérantes à la pollution — la barbotte brune, le tête-de-boule et le mulot à cornes —, cette association est présente exclusivement à cet endroit. La station N10 ne compte que trois espèces — l'achigan à grande bouche, le raseux-de-terre gris et le meunier noir —, toutes tolérantes à la pollution. À ces deux stations, les pics d'abondance de poissons tolérants sont combinés à l'absence d'espèces intolérantes à la pollution, ce qui signifie selon Cairns et Dickson (1971) que le milieu est pollué. La diminution du pourcentage de poissons tolérants en aval de Saint-Alphonse est attribuable en bonne partie, encore une fois, à l'effet de lisière avec la rivière Yamaska.

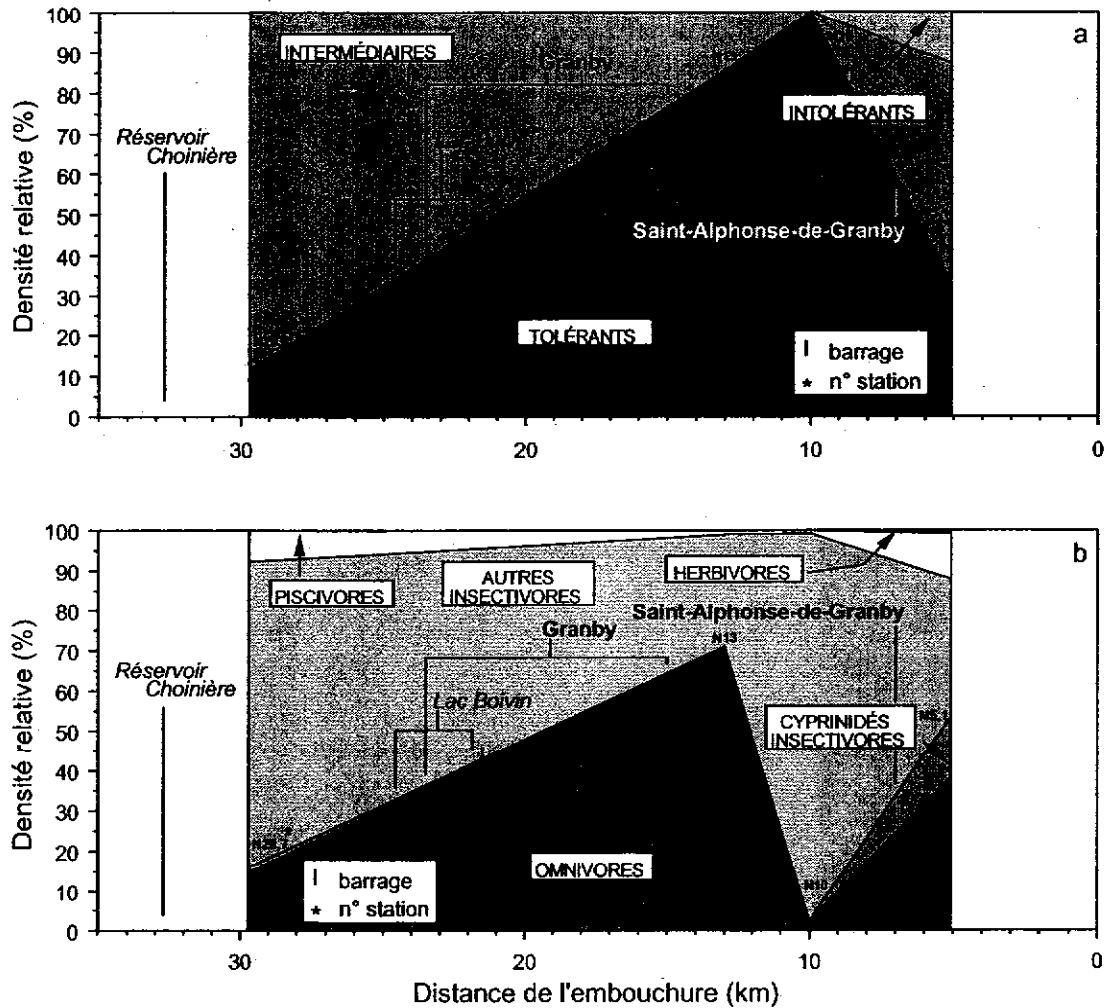


Figure 37 Variation de la densité relative des poissons de la rivière Yamaska Nord en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique

Comme pour l'année 1995, les espèces intolérantes à la pollution étaient absentes en 1991 aux stations situées dans la ville (N20) et en aval de Granby (N12,8 et N10) (annexe 11d). La densité relative des poissons tolérants à la pollution, supérieure à 25 % pour les deux années, était toutefois plus faible en 1991. En aval de Granby, aux stations N13 et N10, elle atteint respectivement 86 % et 100 % en 1995, comparativement à 47 % et 39 % aux stations N12,8 et N10 en 1991. Tel qu'il est mentionné précédemment, ces résultats pourraient indiquer une dégradation du milieu entre 1991 et 1995.

Niveaux trophiques

La proportion d'omnivores (71 %) à la station N13, en aval de Granby, excède nettement 45 %, le critère indicatif d'une communauté perturbée établi par Karr *et al.* (1986) (figure 37b). Elle

représente une augmentation de 56 % par rapport à la station N29,7. Toutes les stations de la rivière Yamaska Nord ont une densité relative des cyprinidés insectivores inférieure à 20 %, signe d'un déséquilibre de la chaîne trophique selon Karr *et al.* (1986). Présents dans une proportion de 1 % à la station N29,7, les cyprinidés insectivores disparaissent en aval de Granby (stations N13 et N10) et réapparaissent dans une proportion de 15 % à la station N5,1 dû à l'effet de lisière avec la rivière Yamaska. La densité relative de 1 % de piscivores aux stations N13 et N10 est inférieure à 5 %, seuil au-dessus duquel une communauté serait viable et en santé (Karr *et al.*, 1986). La réduction de la chaîne alimentaire due à une perte importante de piscivores est l'un des premiers signes de perturbation observé par plusieurs auteurs (Odum, 1985; Rapport *et al.*, 1985; Hughes et Gammon, 1987).

La densité relative des omnivores en aval de Granby était plus faible en 1991 (44 %; station N12,8) qu'en 1995 (71 %; station N13) (figure 37b et annexe 11d). De façon similaire, la proportion des cyprinidés insectivores était plus élevée en 1991 (> 20 % à toutes les stations) qu'en 1995 (< 20 % à toutes les stations). Ces deux résultats pourraient indiquer une dégradation du milieu entre les deux années. La proportion des piscivores, inférieure à 5 % en aval de Granby pour les deux années, est toutefois demeurée inchangée de 1991 (1,5 % et 0 % aux stations N12,8 et N10) à 1995 (1 % aux stations N13 et N10).

Anomalies externes

La proportion d'anomalies de type DELT dans la rivière Yamaska Nord est nettement supérieure à celle attendue chez des communautés en santé (figure 38). Aucune station ne présente un pourcentage inférieur à 2 %. La station N5,1 près de l'embouchure a un taux d'anomalies qui indique que la santé de la communauté est dans un état précaire (4,6 %). La santé des communautés est mauvaise aux trois autres stations. En aval du réservoir Choinière (station N29,7), 11,5 % des poissons sont atteints alors qu'en aval de Granby, on observe des taux d'incidence de 7,7 % et 10,5 % aux stations N13 et N10. Ces proportions ne sont toutefois pas exceptionnellement élevées par rapport aux autres rivières étudiées. La forte incidence en aval du réservoir Choinière concorde avec l'absence des intolérants et la quasi-absence des cyprinidés insectivores mentionnées précédemment, mais on ne peut l'associer à aucune source connue de pollution. Le pourcentage élevé de DELT en aval de Granby reflète, quant à lui, l'importante contamination du milieu par les substances toxiques (Lapierre, 1999; Berryman et Nadeau, 1999) engendrée par les nombreuses sources de pollution (urbaine, industrielle, agricole, sols contaminés) de la ville, détaillées précédemment. L'incidence du DELT ne semble pas affectée par la longueur moyenne des poissons de la communauté, puisque la station N13 qui affiche la taille moyenne la plus élevée de la rivière (annexe 22a) ne présente pas le pourcentage de DELT le plus important (figure 38). Pour l'ensemble de la rivière, les espèces les plus affectées sont la perchaude (40 %), le chevalier blanc (35 %) et le meunier noir (11 %) (figure 39). Le brochet maillé, la carpe et la barbotte brune ne sont pas considérés dû à leur nombre restreint (figure 39). Les dix autres espèces sont affectées dans des proportions variant de 0,9 % à 10,3 %.

Les insectivores sont le groupe trophique le plus affecté par le DELT à toutes les stations. Par ailleurs, les tolérants (en aval de Granby) et les intermédiaires (stations N29,7 et N5,1) sont les

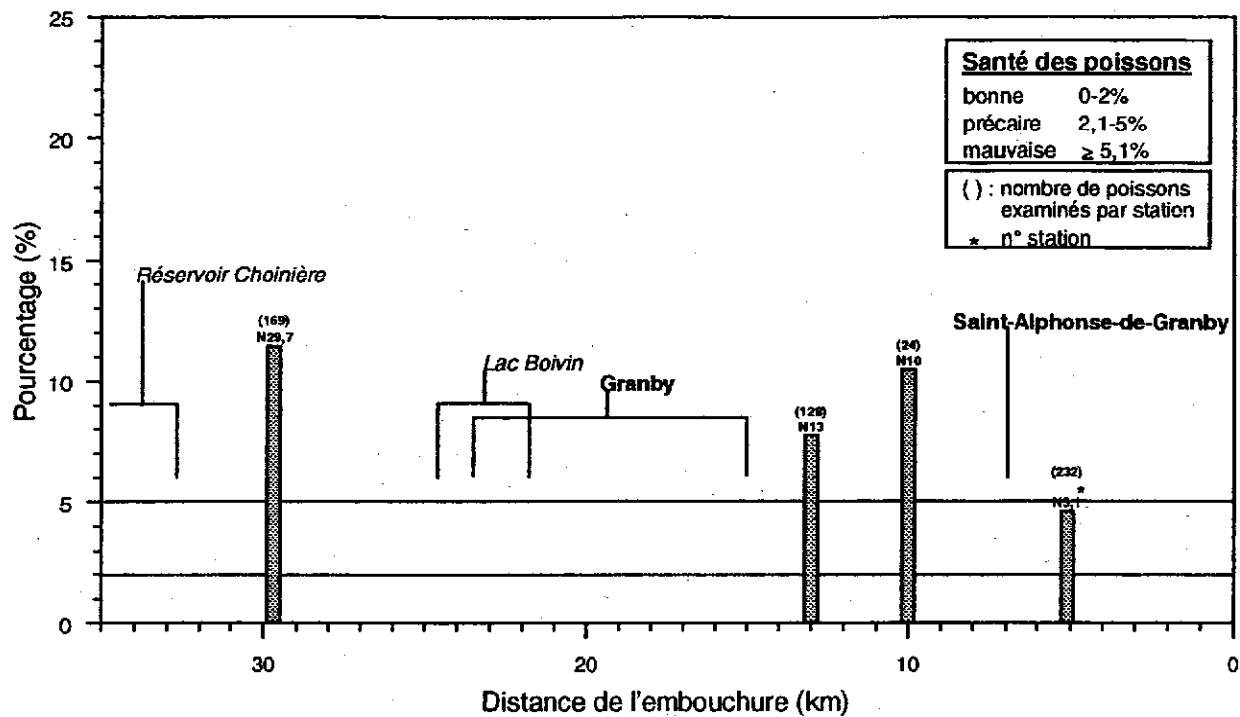


Figure 38 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska Nord affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

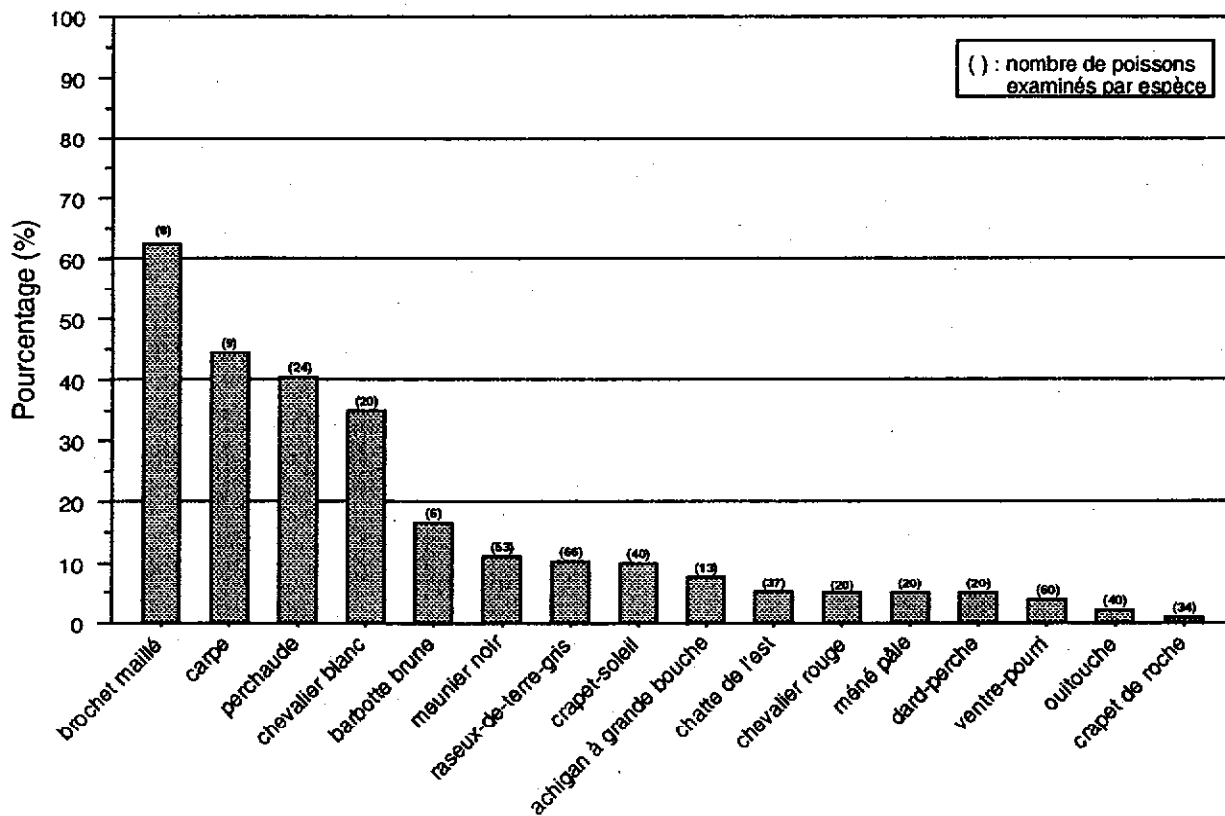


Figure 39 Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rivière Yamaska Nord affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

groupes de tolérance à la pollution les plus touchés par le DELT puisque les intolérants sont absents de cette rivière. Les familles les plus affectées varient aussi d'une station à l'autre entre les centrarchidés, les percidés et les catostomidés.

L'incidence de **DELT multiple** atteint 4,4 % à la station N29,7, est nulle en aval de Granby et faible à la station N5,1. Les espèces les plus touchées sont le brochet maillé (25 %), la carpe (22 %), le crapet-soleil (4,8 %) et la perchaude (4,8 %).

Seule la station N10 présente une proportion de **déformations corporelles** (tête, squelette, nageoire et autres) supérieure à 5 % (figure 40). Son taux d'incidence (5,6 %) est cependant relativement faible par rapport à la rivière Yamaska où jusqu'à 14 % des poissons sont atteints. Les espèces les plus affectées sont le brochet maillé (25 %) et la perchaude (25 %).

Le pourcentage d'**érosion des nageoires** est partout supérieur à 2 % et dépasse 5 %, une indication de la mauvaise santé des communautés de poissons, aux stations N29,7 (5,8 %) et N13 (6,7 %) (figure 40). L'incidence de cette anomalie est plus faible que dans la rivière Yamaska où jusqu'à 12,6 % de la communauté en était affectée. Les espèces les plus touchées sont le brochet maillé (38 %), la carpe (33 %), la perchaude (15 %), le chevalier blanc (10 %) et le meunier noir (9 %).

Le taux d'incidence de **lésions** est important uniquement en aval du réservoir Choinière où 8 % de la communauté est affectée (figure 40). Aux autres stations, elle est inférieure à 2 %, seuil indicatif de communautés en santé. Ce pourcentage est plus élevé que dans la rivière Yamaska, mais demeure faible comparativement à d'autres rivières étudiées. Les espèces les plus affectées sont la carpe (33 %), le brochet maillé (25 %), le chevalier blanc (25 %), la barbotte brune (17 %) et le crapet-soleil (10 %). Vu la spécificité de cette anomalie pour la station N29,7, il est fort possible que le barrage du réservoir en soit à l'origine. L'évacuation du réservoir peut s'effectuer de trois façons : par des déversoirs libres, des vannes de service ou des vannes de fond (Bruno Robert, MEF, comm. pers.). Dans les deux premiers cas, l'eau s'engouffre dans des évacuateurs en puits et circule dans une galerie souterraine sur une distance de 161 mètres avant de rejoindre le cours normal de la rivière (Bruno Robert, MEF, comm. pers.). L'entraînement des poissons dans ces puits, construits de béton et dont la hauteur pour les déversoirs libres atteint une douzaine de mètres, est susceptible de leur occasionner des lésions. Dans l'alternative, la vidange de l'eau par le fond évacue une quantité importante de sédiments avec l'eau anoxique (MEF, Direction des écosystèmes aquatiques, données non publiées) et remet en suspension les substances toxiques, ce qui pourrait causer des lésions aux poissons qui se trouvent en aval. La vidange qui s'effectue en période de crue et chaque fois que le débit de la rivière excède 10 m³/sec peut s'échelonner sur plusieurs jours, voire plusieurs semaines. L'autre type d'anomalie ayant un taux d'incidence important à cette station, l'érosion des nageoires, pourrait aussi être lié à ce barrage.

La proportion d'**enroulement des écailles** atteint 17 % à la station N13, en aval de Granby, un pourcentage encore plus élevé que sur la rivière Yamaska, en aval de Farnham (figure 40). Ce pourcentage et celui observé en aval de Drummondville, sur la rivière Saint-François, sont les deuxièmes en importance après celui de la rivière Richelieu (23 %). Comme en aval de Farnham, ce site de la rivière Yamaska Nord est fortement affecté par des sources de pollution multiples. Une

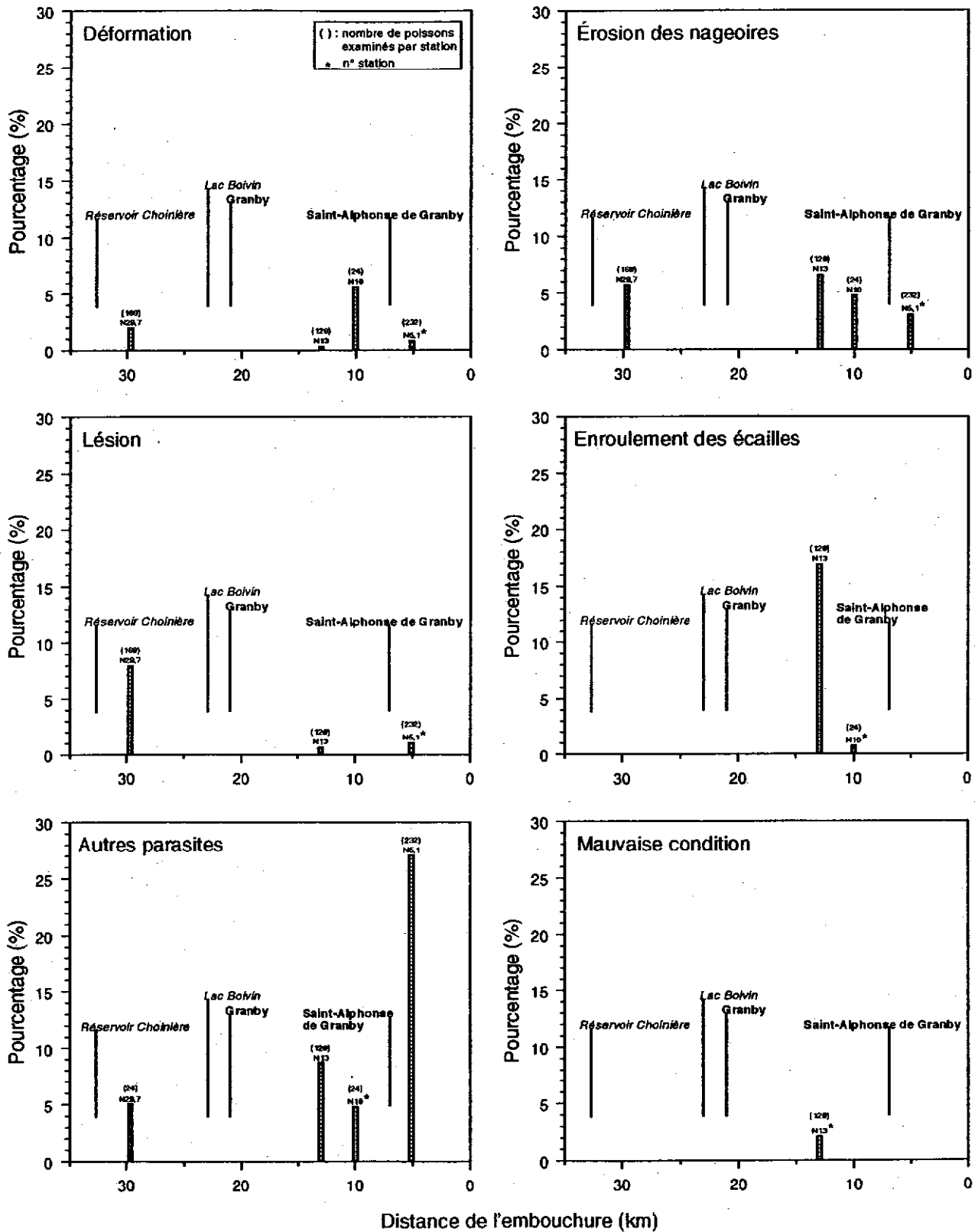


Figure 40 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska Nord affectée par différents types d'anomalies externes

seule espèce, le meunier noir, en est atteinte dans une proportion de 28 %. Cette observation concorde avec celle de Minckley *et al.* (1964) à l'effet que les catostomidés en étaient le plus souvent affectés.

L'incidence du **parasitisme** (autre que points noirs et copépodes) atteint 27 % à la station N5,1, une proportion au moins trois fois plus élevée qu'aux autres stations de la rivière et qui constitue la valeur maximale du bassin (figure 40). Les espèces les plus affectées sont la perchaude (79 %), le ventre-pourri (61 %) et le méné pâle (50 %).

La **mauvaise condition** des poissons a une fréquence faible dans la rivière Yamaska Nord (figure 40) alors que les autres anomalies (tumeurs, sangsues, copépodes, points noirs, cécité, yeux exorbités, champignons) n'y sont pas retrouvées.

Indice de *Well Being* et indice de *Well Being* modifié

L'IWB signale à la station N13 un début de dégradation de la communauté ichthyologique qui devient marqué à la station N10 (figure 41). L'IWBm, apparemment plus sensible que l'IWB en milieux pollués, amplifie le signal de détérioration de la station N13 et tend vers moins l'infini à la station N10, indication d'une communauté très dégradée (figure 41). Normalement, la valeur de l'IWBm est d'autant plus faible qu'il y a une forte dominance des tolérants. La proportion de tolérants à la station N10 étant égale à 100 %, lorsqu'ils sont retranchés des variables *n* et *b* dans le calcul de l'IWBm, le logarithme naturel s'effectue sur des valeurs de zéro, produisant ainsi un résultat qui tend vers moins l'infini. La différence entre les deux indices (figure 42) résulte en une valeur qui tend vers l'infini à la station N10, ce qui indique aussi une communauté fortement dégradée (valeur $\geq 1,1$). À la station N13, l'IWB-IWBm atteint 2,8, démontrant que cette communauté est aussi très perturbée. Ces valeurs de l'IWB-IWBm sont les plus élevées du bassin de la rivière Yamaska et parmi les rivières étudiées jusqu'à maintenant — L'Assomption, de l'Achigan, Saint-Esprit, Ouareau, Saint-François, Magog, Châteauguay, Chaudière et Richelieu — jamais une valeur égale à l'infini n'avait été observée pour l'IWB-IWBm (Richard, 1994; Richard, 1996; La Violette et Richard, 1996; Martel et Richard, 1998; Saint-Jacques, 1998). Aux stations N29,7 et N5,1, l'IWB-IWBm est inférieur à 0,5, indication d'une communauté en santé. Il n'est évidemment pas possible de départager l'effet de lisière, de la récupération qui aurait pu survenir à la station N5,1.

Indice d'intégrité biotique

Le tableau 10 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et la contribution des sept variables qui le composent alors que la figure 43 montre l'évolution spatiale de l'indice. En aval du réservoir Choinière (station N29,7), l'indice affiche une cote moyenne. Les cyprinidés insectivores sont faiblement représentés (1 %), signe de déséquilibre de la chaîne trophique, la proportion de DELT atteint un niveau indicatif d'une mauvaise santé, le nombre d'espèces de catostomidés est réduit et les espèces intolérantes à la pollution sont absentes. Le lac Waterloo, situé une vingtaine de kilomètres en amont, a un historique de contamination par les substances toxiques, notamment les métaux (Auger *et al.*, 1979; Harvey, 1979; Provencher *et al.*, 1979; Bélanger, 1981). Provencher *et al.* (1979) y rapportaient les concentrations de mercure dans les sédiments les plus élevées du

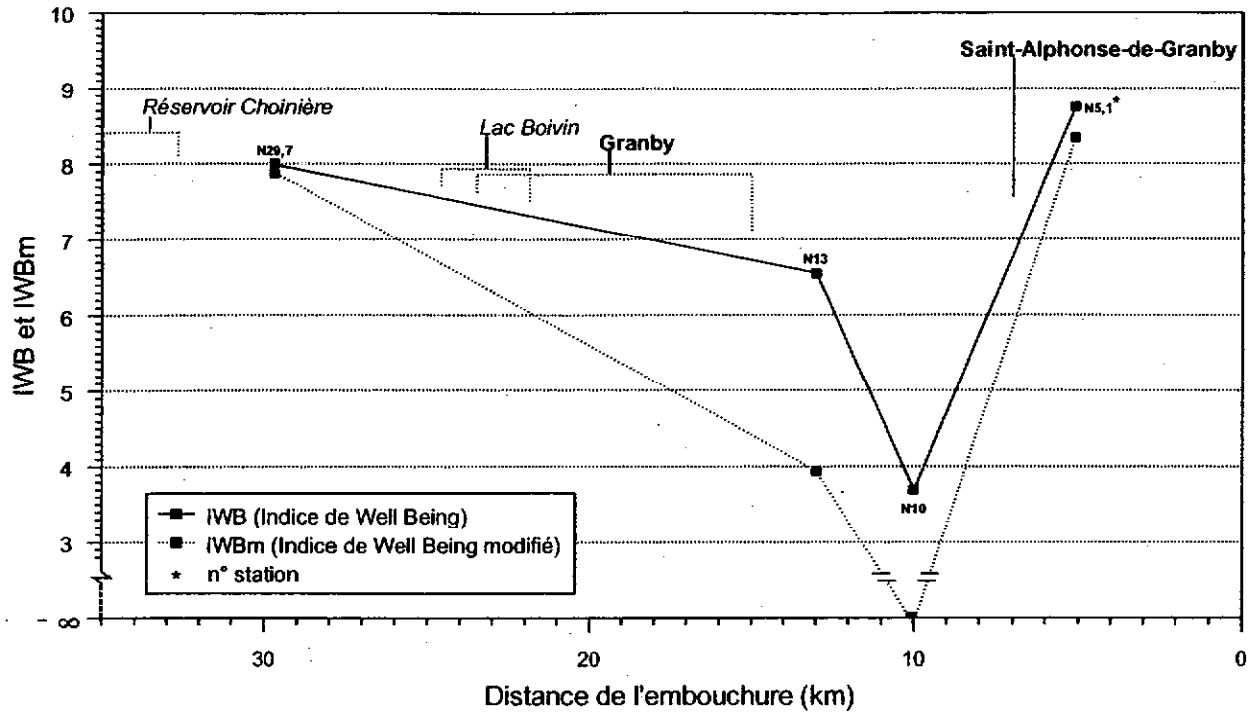


Figure 41 Variation spatiale de l'indice de *Well Being* et de l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Yamaska Nord

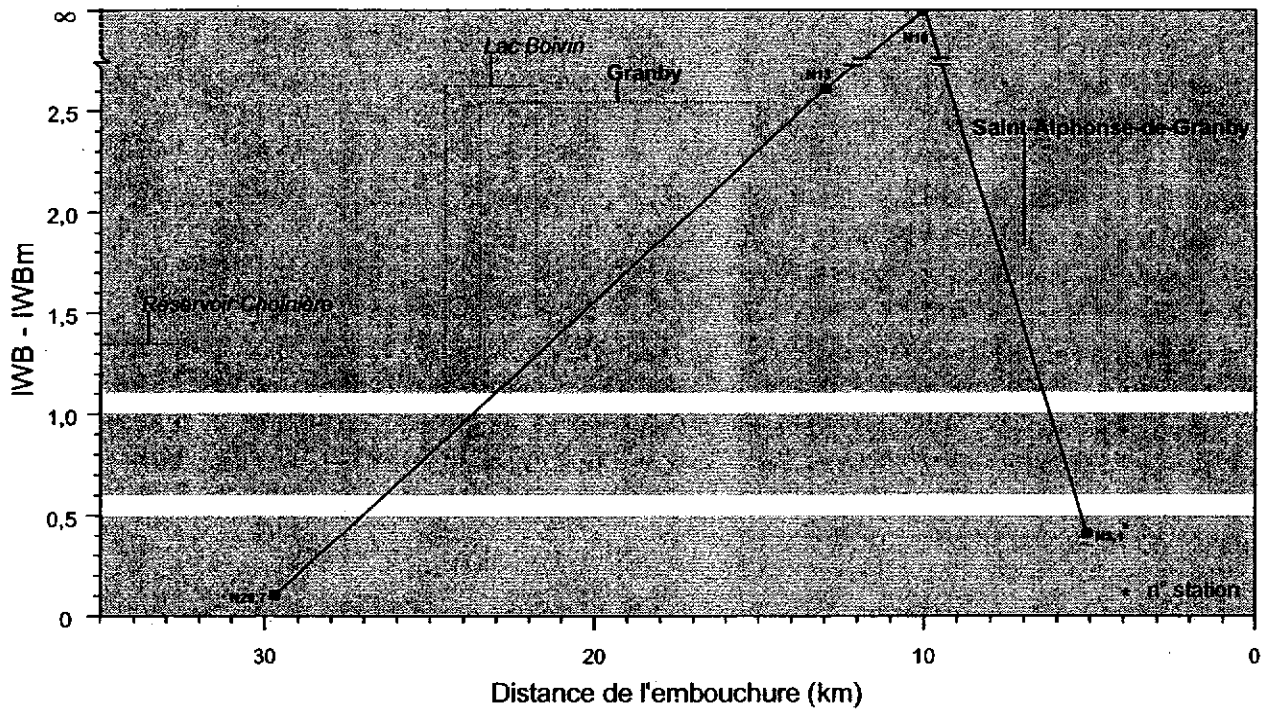


Figure 42 Variation spatiale de la différence entre l'indice de *Well Being* et l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Yamaska Nord

Québec méridional. Par ailleurs, Mongeau (1979) n'avait recensé aucun poisson à l'été 1970 dans la rivière Yamaska Nord, quelques kilomètres en aval du lac Waterloo.

Tableau 10 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Yamaska Nord

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec DELT (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	IIB (x 1,5)	Classe de l'IIB
29,7	15 [5]	1 [1]	8 [5]	11,5 [1]	0 [1]	1 [3]	0,1 [10]	39	Moyenne
13	71 [1]	0 [1]	1 [3]	7,7 [1]	0 [1]	1 [3]	2,6 [2]	18	Très faible
10	2 [5]	0 [1]	1 [3]	10,5 [1]	0 [1]	1 [3]	infini [2]	24	Très faible
5,1	38 [3]	15 [1]	12 [5]	4,6 [3]	2 [3]	3 [5]	0,4 [10]	45	Moyenne

Plus récemment (1991), et depuis l'assainissement urbain (1985), des poissons ont été capturés en aval du lac Waterloo dans le même secteur (La Violette, 1996). À deux des quatre sites échantillonnés, on ne dénombrait toutefois que deux ou trois espèces (annexe 11c). En revanche, tous les sites présentaient un déséquilibre de la chaîne trophique, ne comptaient aucune espèce intolérante et affichaient une proportion de poissons tolérants variant entre 70 % et 100 %, une situation analogue à celle en aval de Granby en 1995 (annexe 11d). Des mesures de la contamination du poisson effectuées en 1995 ont démontré que les meuniers noirs présentaient des teneurs en DDT — pesticide banni depuis 1972 — et en plomb parmi les plus élevées du Québec; celle du plomb était aussi la plus élevée du bassin (Lapierre, 1999). Cette contamination persiste dans le réservoir Choinière situé une quinzaine de kilomètres en aval et, dans le cas du DDT, jusqu'en aval de Farnham sur le cours principal (Lapierre, 1999). Les meuniers noirs du réservoir Choinière sont aussi contaminés par le chrome en provenance du lac Waterloo et par le cadmium (Lapierre, 1999). Il est donc possible que cette pollution résiduelle, remise en suspension par l'évacuation épisodique de l'eau du réservoir par les vannes de fond, affecte les communautés ichthyologiques en aval (station N29,7), et ce, malgré que peu de substances toxiques aient été décelées dans les traceurs à cet endroit (Berryman et Nadeau, 1999), que la qualité de l'eau basée sur les paramètres conventionnels — hormis la DBO5 — ne pose pas de problème (Primeau, 1999) et que les pressions agricoles soient relativement faibles (Primeau *et al.*, 1999). Si les traceurs avaient séjourné dans la rivière au moment de la vidange du réservoir par le fond, les résultats obtenus auraient possiblement été différents, démontrant une fois de plus que la mesure de la concentration de polluants dans l'eau reflète l'état du milieu au moment de la prise de l'échantillon, alors que les communautés ichthyologiques longévives intègrent l'ensemble des changements survenus dans le temps (Ohio EPA, 1988a).

En aval de Granby, aux stations N13 et N10, l'IIB chute à la cote très faible. Toutes les variables de l'indice sont affectées et seuls la proportion de piscivores et le nombre d'espèces de catostomidés n'atteignent pas la cote environnementale la plus faible. Tel qu'il est détaillé précédemment, la pollution résiduelle urbaine et industrielle de la station d'épuration située respectivement à 1,2 et 4,2 km en amont des stations N13 et N10, la présence de trois sites contaminés par les BPC, les huiles et graisses minérales et les hydrocarbures halogénés en amont de la station N13 ainsi que

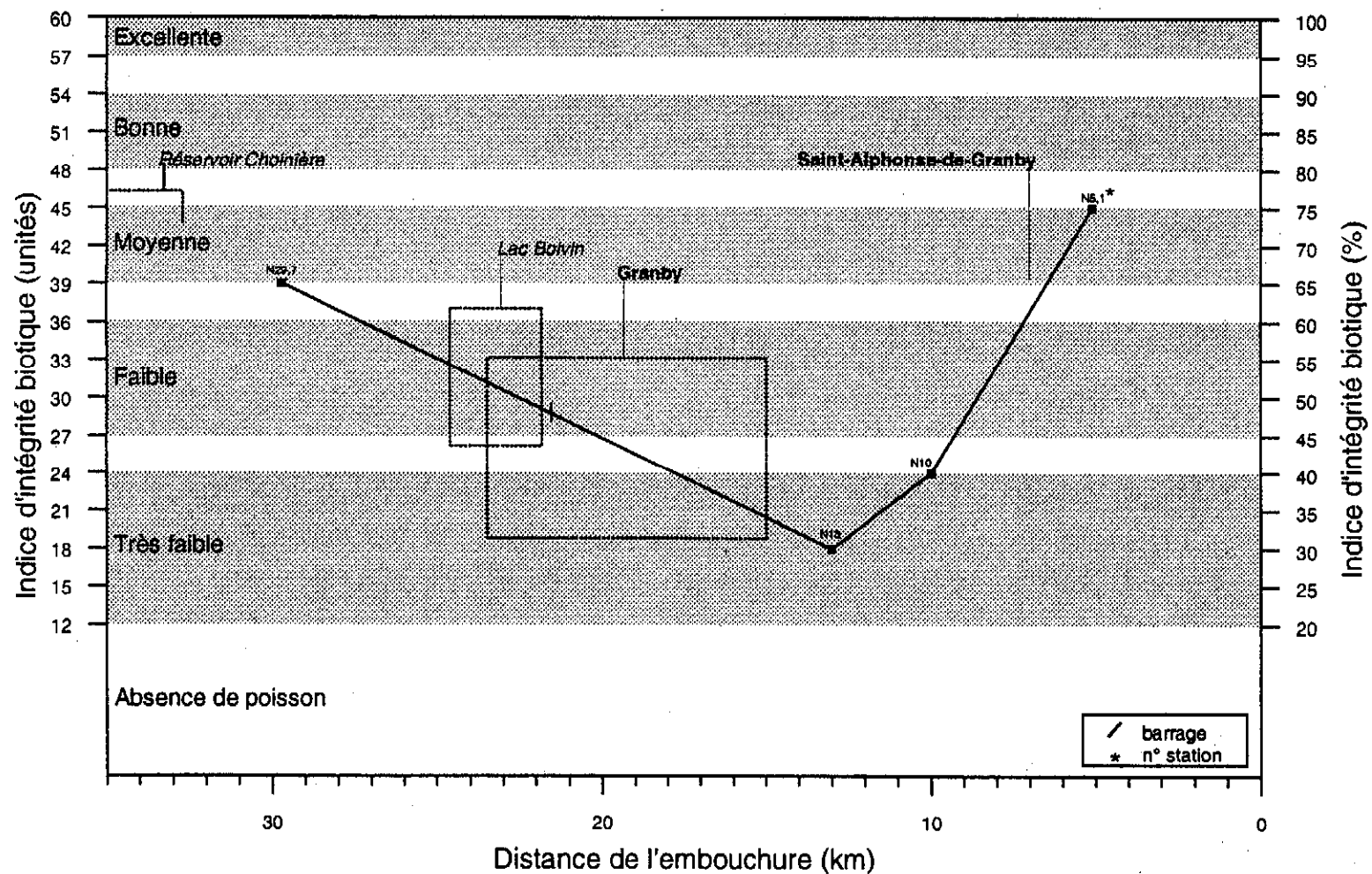


Figure 43 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Yamaska Nord

l'intensification marquée de l'agriculture entre les stations N13 et N10 (Primeau *et al.*, 1999) sont à l'origine de la dégradation des communautés de poissons. Outre le nombre exhaustif de substances toxiques détectées dans les traceurs, soit 43 substances à la station N13 (Berryman et Nadeau, 1999), ces stations présentent aussi des hausses de concentrations de nutriments et de coliformes fécaux (Primeau, 1999).

Plus loin en aval, à la station N7,1, la teneur en BPC (somme des 45 congénères) mesurée dans les meuniers noirs excède plus de douze fois le critère de protection de la faune terrestre de l'USEPA et près de quatre fois celle des meuniers noirs à un site de la rivière Magog qui est le plus contaminé par les BPC au Québec jusqu'à maintenant (Lapierre, 1999). Le patron des congénères dans les meuniers noirs, identique à celui des traceurs de substances toxiques en amont (station N13; Berryman et Nadeau, 1999), indique que la contamination provient de Granby plutôt que de Saint-Alphonse et qu'elle est récente (Lapierre, 1999).

En aval de Saint-Alphonse (station N5,1), les communautés récupèrent et l'IIB augmente de la cote très faible à moyenne. Les piscivores et l'IWB-IWBm montrent un rétablissement complet. La proportion de cyprinidés insectivores, malgré son augmentation appréciable, maintient la cote environnementale la plus faible indiquant un déséquilibre de la chaîne trophique. Une amélioration est aussi observée sur le plan du nombre d'espèces de catostomidés, du nombre d'espèces intolérantes et de l'incidence du DELT qui diminue d'un niveau indicatif d'une santé mauvaise à précaire, tous atteignant la meilleure cote environnementale de la rivière Yamaska Nord. L'effet de lisière avec la rivière Yamaska n'est pas étranger à cette récupération des communautés puisqu'une pollution résiduelle de la ville de Granby persiste certes et que l'agriculture s'intensifie encore davantage (Primeau *et al.*, 1999).

Globalement, sur les 24,6 km de la rivière Yamaska-Nord étudiés, l'intégrité biotique est cotée moyenne sur 2,8 km (11 %), faible sur 12,5 km (51 %) et très faible sur 9,3 km (38 %). Ce portrait global doit toutefois être interprété avec prudence dû au nombre restreint de stations d'échantillonnage et à la distance importante qui les séparent.

Rivière Yamaska Sud-Est

Habitats et associations ichthyologiques

Tout comme la rivière Yamaska Nord, la rivière Yamaska Sud-Est compte trop peu de stations pour effectuer une analyse de groupement sur les caractéristiques d'habitat. Le tableau 11 est néanmoins utilisé pour caractériser de façon sommaire l'habitat aux trois stations échantillonnées. La station située en amont (S34,8) se distingue par une altitude et une transparence de l'eau élevée. Les stations sont réparties dans les trois régions physiographiques, soit le plateau appalachien (station S34,8), le piémont (station S15) et les basses-terres du Saint-Laurent (station S3,9). La station S15, beaucoup plus large que les deux autres, est caractérisée par un substrat fin (argile-limon), une eau de faible transparence et une abondance de macrophytes. La station à proximité de l'embouchure de la rivière (S3,9) se caractérise par une eau de transparence moyenne. Le substrat, plus grossier, et la densité de macrophytes (faible) sont similaires à la station S34,8.

Tableau 11 Caractéristiques des habitats ichthyologiques pour chacune des stations d'échantillonnage de la rivière Yamaska Sud-Est

Station	Largeur (m)	Altitude (m)	Pente (m/km)	Profondeur maximale (m)	Vitesse du courant	Transparence	Substrat dominant	Hétérogénéité du substrat ^a	Densité des macrophytes
S34,8	12	116	1,1	1,3	lente	élevée	sable-gravier/galets-blocs	2,0	nulle
S15,0	75	80	2,5	1,5	lente	faible	argile-limon	1,5	abondante
S3,9	20	67	0,4	1,7	lente	moyenne	sable-gravier	1,2	faible

^a Calculée selon l'indice de diversité de Shannon-Wiener

Le nombre de stations est aussi trop restreint pour permettre d'effectuer une analyse de groupement des stations d'après la composition spécifique des poissons. Toutefois, l'analyse de groupement effectuée sur les espèces de chacune des stations décelle l'existence de cinq associations ichthyologiques après partition au niveau de fusion 0,17 (similarité). Désignées par des lettres d'A à E, ces associations sont présentées aux figures 44 et 45. L'association A comprend les trois espèces les plus représentées (100 % des stations), soit le crapet de roche, le crapet-soleil et le méné à nageoires rouges. Ces résultats sont difficilement comparables aux inventaires ichthyologiques réalisés durant les étés 1969 à 1971 par Mongeau (1979) où 58 stations, comparativement à trois, étaient réparties sur une même étendue de territoire. Les trois espèces de l'association B sont présentes uniquement aux stations S34,8 et S15 alors que les trois espèces de l'association C se trouvent exclusivement aux stations S15 et S3,9.

L'association D, composée de neuf espèces, est présente seulement à la station de l'embouchure de la rivière Yamaska Sud-Est (station S3,9). À l'exception de la lamproie de l'est et de l'achigan à grande bouche, les sept autres espèces de l'association D sont retrouvées dans la rivière Yamaska à proximité de la confluence de la rivière Yamaska Sud-Est, démontrant une fois de plus que l'effet de lisière (Dajoz, 1982; Osborne et Wiley, 1992; Paller, 1994) est un phénomène important. Remarquons aussi que seulement quatre espèces intolérantes à la pollution ont été recensées dans la rivière Yamaska Sud-Est, lesquelles sont présentes exclusivement à la station S3,9. L'association E regroupe quatre espèces tolérantes à la pollution présentes uniquement à la station S15. Cette station présente des caractéristiques d'habitat particulières (tableau 11) telles une abondance de macrophytes et une faible transparence de l'eau qui favorisent la présence de certaines espèces. Ainsi, la chatte de l'est et l'ombre de vase requièrent une végétation abondante (Scott et Crossman, 1973; McAllister et Coad, 1974; Lee *et al.*, 1980, Trautman, 1981) tandis que le tête-de-boule et le mulot à cornes non seulement tolèrent, mais préfèrent les eaux turbides (Trautman, 1981; Clark *et al.*, 1985, Larsen *et al.*, 1986). Néanmoins, il n'est pas exclu que le niveau élevé de pollution soit un facteur explicatif de la présence de cette association à la station S15.

Finalement, le dard barré, une espèce ne faisant partie d'aucune association, est présent uniquement à la station S34,8. C'était aussi l'espèce la plus fréquemment rencontrée aux 10 stations échantillonnées par Mongeau (1979) en amont du lac Davignon. Le dard barré, généralement retrouvé à haute altitude dans les petits à moyens cours d'eau, préfère les zones de rapides, un substrat grossier et tolère modérément la turbidité (Scott et Crossman, 1973; Lee *et al.*, 1980; Kuehne et Barbour, 1983). À l'exception de la vitesse du courant qui est lente, les facteurs physiques du milieu recherchés par cette espèce sont réunis à la station S34,8.

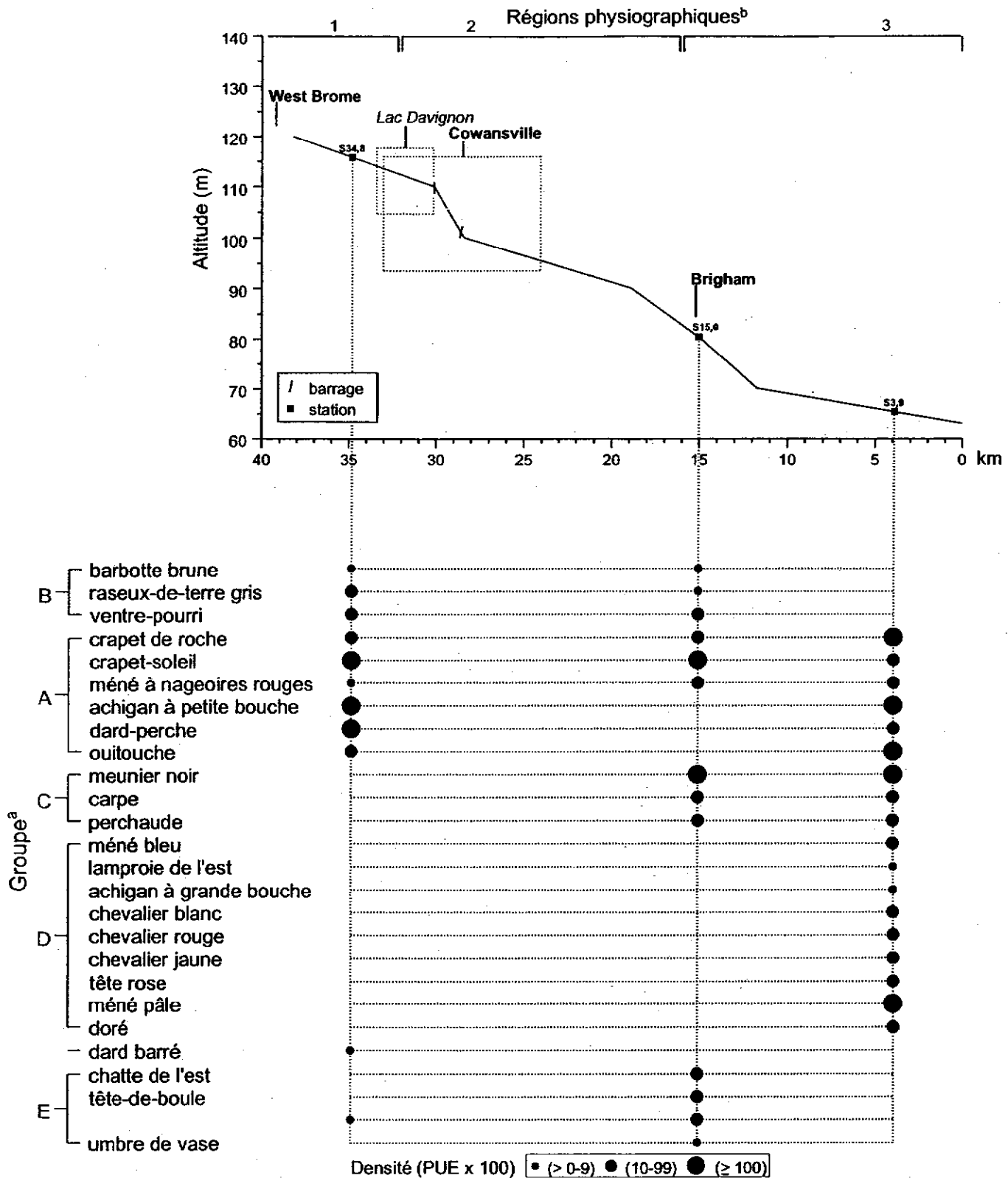


Figure 44 Répartition spatiale de la densité des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Sud-Est (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont, 3- basses-terres du Saint-Laurent)

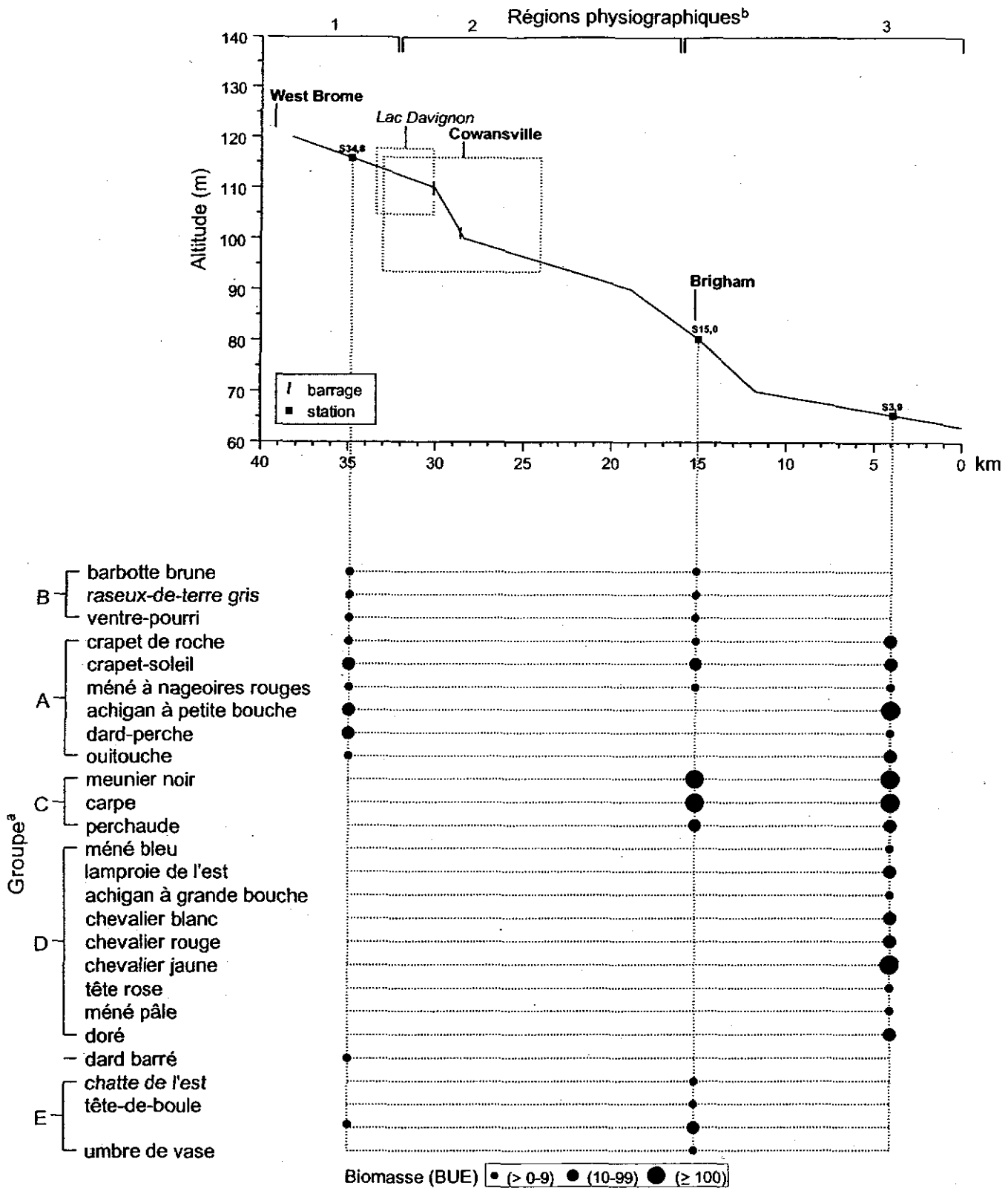


Figure 45 Répartition spatiale de la biomasse des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Sud-Est (^aanalyse de groupement sur les espèces; ^brégions physiographiques : 1- plateau appalachien, 2- piémont, 3- basses-terres du Saint-Laurent)

Densité

Dans la rivière Yamaska Sud-Est, la densité ichtyologique est relativement constante aux trois stations échantillonnées (figure 46). La répartition, de l'amont vers l'aval, de la densité de chacune des espèces de poisson est présentée à la figure 44. Les espèces les plus abondantes pour l'ensemble des stations sont l'achigan à petite bouche, le crapet-soleil et le meunier noir; elles représentent respectivement 24 %, 22 % et 17 % des captures totales.

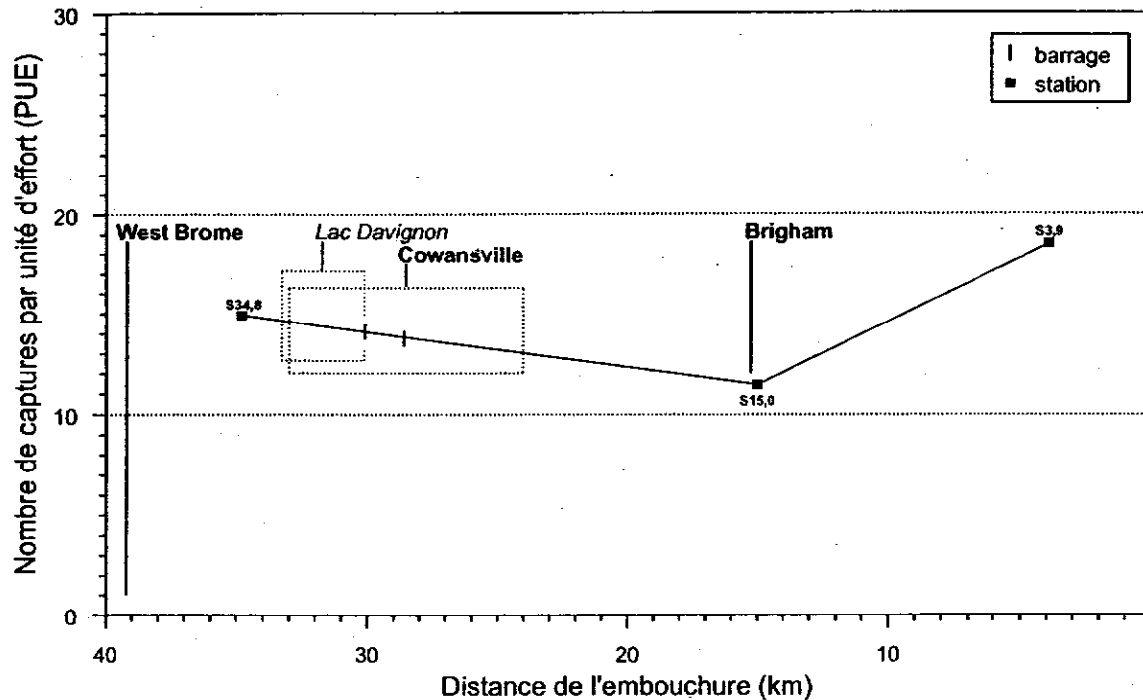


Figure 46 Variation spatiale de la densité ichtyologique de la rivière Yamaska Sud-Est

Biomasse

La biomasse ichtyologique prélevée par unité d'effort (BUE) augmente de l'amont vers l'aval de la rivière Yamaska Sud-Est (figure 47). Elle s'accroît de façon notable (25 fois) entre l'amont et l'aval du lac Davignon et de Cowansville où elle passe de 67 PUE (S34,8) à 1 678 PUE (S15) et continue d'augmenter légèrement à la station située près de l'embouchure de la rivière. La pollution résiduelle de la municipalité de Cowansville semble être le principal facteur responsable de l'augmentation de la biomasse associée à l'enrichissement du milieu en raison de l'importante population desservie (12 533 personnes) et des rejets de 11 entreprises industrielles dans le réseau municipal (Primeau *et al.*, 1999). En effet, une augmentation nette des concentrations d'azote, de phosphore, de DBO₅, de coliformes fécaux et de conductivité ainsi qu'une diminution de l'IQBP sont observées en aval de la station d'épuration des eaux de Cowansville à l'été 1995 (Primeau, 1999). La plupart des exigences de rejets de la station ont été respectées à l'été 1995, mais des débordements du réseau d'égouts

unitaire sont survenus suite à des épisodes de pluie (Primeau, 1999). Notons que la ville de Brigham n'a pas d'influence sur la station S15 puisque son effluent traité se rejette en aval de la station d'échantillonnage. L'activité agricole qui est demeurée relativement stable entre l'amont et l'aval de Cowansville, est parmi l'une des plus faibles du bassin (Primeau *et al.*, 1999). L'engin de pêche à gué, utilisé seulement à la station S34,8 sur cette rivière, pourrait aussi avoir une influence sur la plus faible biomasse observée en amont de Cowansville.

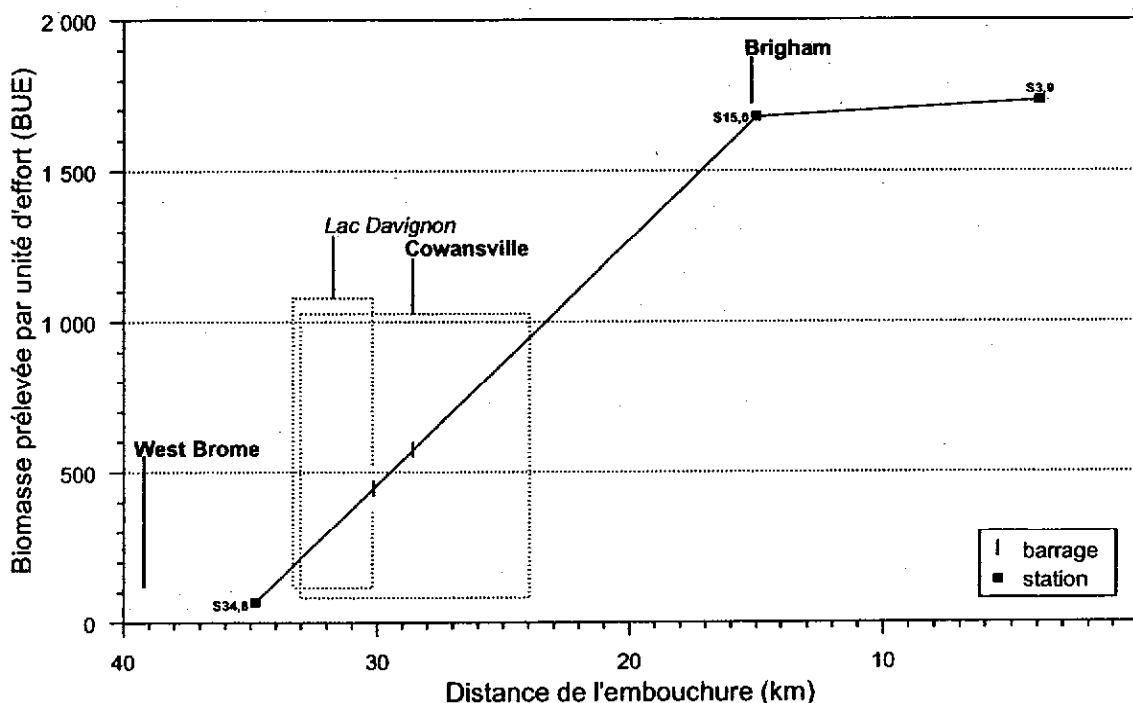


Figure 47 Variation spatiale de la biomasse ichthyologique de la rivière Yamaska Sud-Est

À la station S3,9, l'augmentation de la biomasse serait toutefois plus liée à l'intensification de l'agriculture puisque les cultures totales et la densité animale doublent entre les stations S15 et S3,9 (Primeau *et al.*, 1999). La pollution résiduelle de la station d'épuration des eaux de Brigham est faible compte tenu de la population desservie (217 personnes) et de l'absence de rejets industriels dans le réseau d'égouts municipal (Primeau *et al.*, 1999). Les concentrations de substances nutritives, moins élevées qu'en aval de Cowansville, demeurent cependant élevées par rapport à la station S34,8 (Primeau, 1999).

La répartition, de l'amont vers l'aval, de la biomasse des espèces capturées dans la rivière Yamaska Sud-Est est présentée à la figure 45. Tant pour la station S15 que pour l'ensemble de la rivière, la biomasse est surtout concentrée chez la carpe et le meunier noir, deux espèces omnivores et tolérantes à la pollution. En aval de Cowansville (S15), la BUE de ces deux espèces s'établit respectivement à 75 % et 20 % de la biomasse totale prélevée par unité d'effort, comparativement à 60 % et 18 % pour l'ensemble de la rivière.

Nombre d'espèces

La rivière Yamaska Sud-Est est la seule rivière du bassin où le nombre d'espèces augmente de l'amont vers l'aval (figure 48) conformément au patron habituellement observé (Jenkins et Freeman, 1972; Gorman et Karr, 1978; Barila *et al.*, 1981; Guillory, 1982; Schlosser, 1987; Beecher *et al.*, 1988; Boet *et al.*, 1991; Rahel et Hubert, 1991; Osborne et Wiley, 1992). Au total, 26 espèces ont été recensées sur cette rivière et leur nombre à chacune des stations varie de 11 (S34,8) à 18 (S3,9). L'impact de la station d'épuration des eaux usées de Cowansville et des 11 entreprises industrielles polluantes qui y sont raccordées n'est pas ressenti au niveau de la richesse spécifique de la station S15, située 7,8 km en aval de l'effluent.

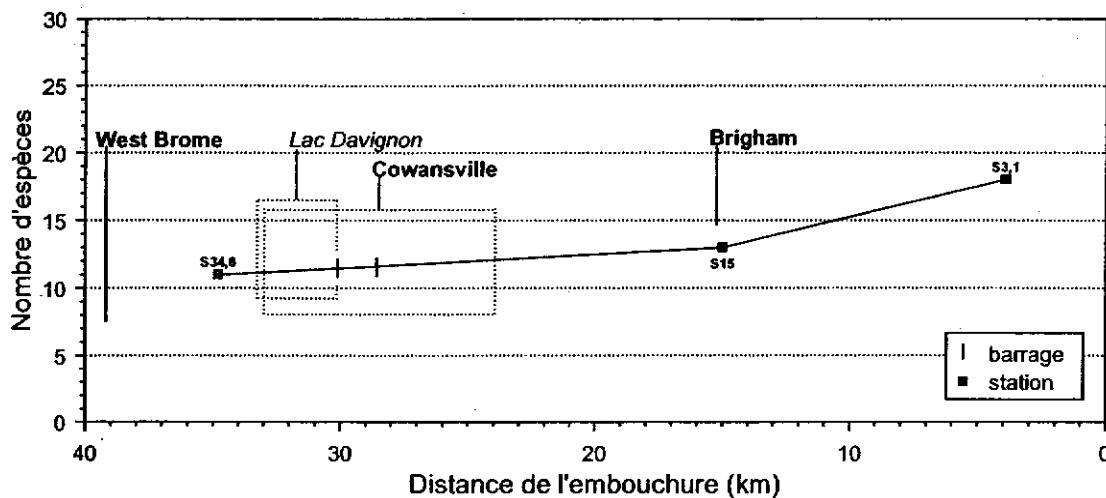


Figure 48 Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Yamaska Sud-Est

En 1991, par contre, les stations 22,1 et 20,8 situées 0,7 km et 2 km respectivement en aval de la station municipale de Cowansville permettaient de décerner une légère diminution du nombre d'espèces, ce que ne permettait pas la station S15 en 1995 (annexe 11e).

Niveau de tolérance à la pollution

Comme dans la rivière Yamaska Nord, les espèces intolérantes à la pollution ne sont représentées qu'à la station près de l'embouchure, et ce, dans une proportion de 19 % (figure 49a). L'effet de lisière avec la rivière Yamaska, discuté précédemment, est encore une fois en majeure partie responsable de leur présence à la station S3,9 (association D, figure 44). Parmi les quatre espèces intolérantes qui s'y trouvent — la lamproie de l'est, le chevalier jaune, le tête rose et le méné pâle —, seule la lamproie de l'est est absente de la rivière Yamaska, près de la zone de confluence (figures 44 et 45).

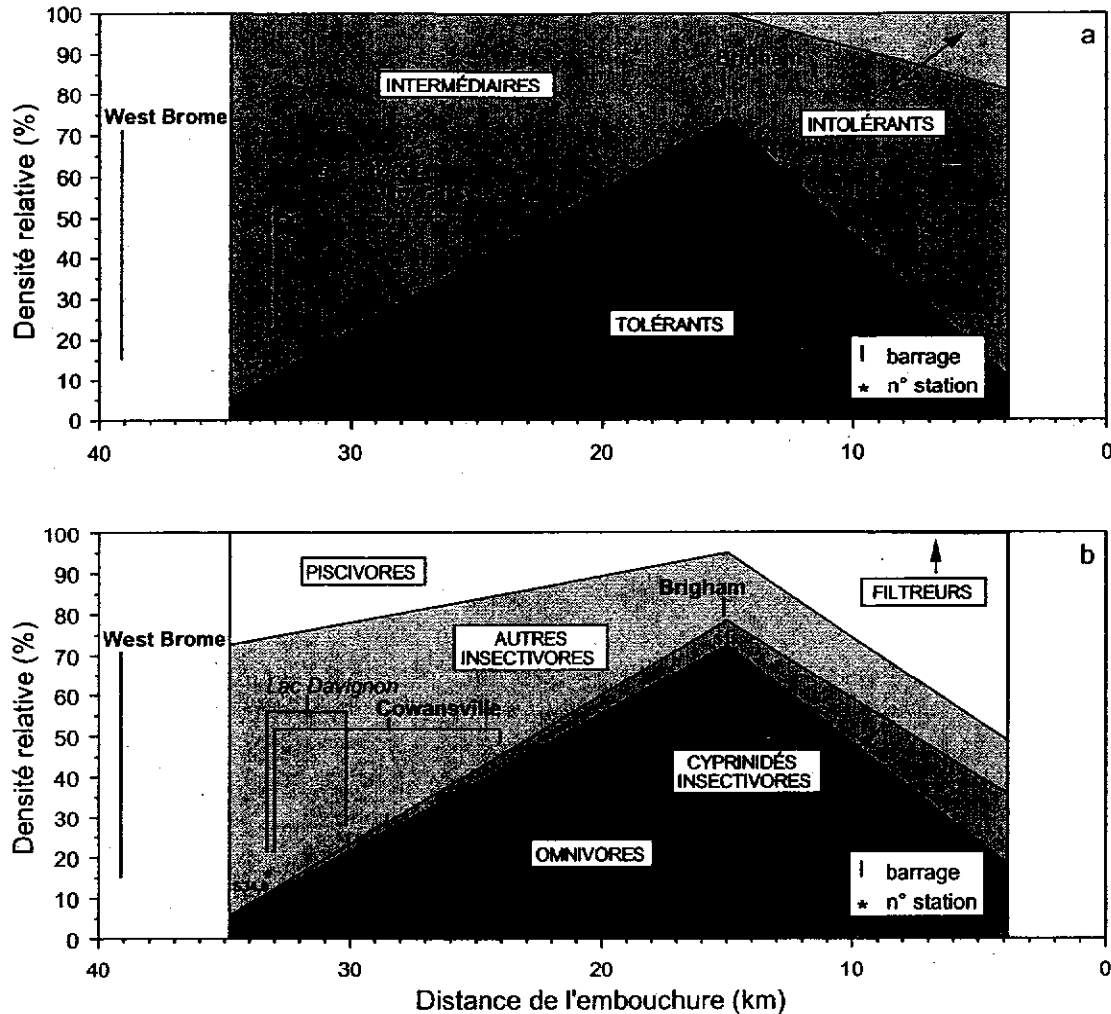


Figure 49 Variation de la densité relative des poissons de la rivière Yamaska Sud-Est en fonction (a) de leur tolérance à la pollution et (b) de leur niveau trophique

Par ailleurs, la densité relative de poissons tolérants à la pollution dépasse 25 % uniquement à la station S15, en aval de Cowansville. Leur proportion atteint 74 %, une augmentation de 69 % par rapport à la station S34,8. Certaines espèces tolérantes tels la chatte de l'est, le tête de boule et l'ombre de vase ne sont retrouvées qu'à cette station. Le couplage de l'abondance de poissons tolérants et de l'absence de poissons intolérants (Cairn et Dickson, 1971) en aval de Cowansville, dénote que le milieu est pollué. Même certaines espèces avec une tolérance intermédiaire à la pollution, comme l'achigan à petite bouche, le dard-perche et la ouitouche, disparaissent de la station S15.

En amont de Cowansville (station S34,8), malgré que la proportion de poissons tolérants soit faible, l'absence d'intolérants signifie que le milieu montre des signes de perturbation. La qualité de l'eau d'après les paramètres conventionnels y est parmi les meilleures du bassin (Primeau, 1999). Par contre, certains HAP — fluoranthène, phénanthrène et acénaphthène — présentent des concentrations

élevées dans les cellules à dialyse en amont de Cowansville (Berryman et Nadeau, 1999). Il n'y a pas de source ponctuelle connue pour ces substances (Berryman et Nadeau, 1999).

La quasi-absence (< 1 %) des espèces intolérantes à la pollution du kilomètre 26,2 à 20,8 en 1991 est analogue à 1995 (annexe 11f). Aussi, pour le même tronçon, la proportion de poissons tolérants à la pollution est supérieure à 25 % et augmente de façon marquée en aval de Cowansville, tant en 1991 qu'en 1995. En aval immédiat (0,7 km) de l'effluent urbain et industriel traité de Cowansville, la densité relative de poissons tolérants atteignait 90 % en 1991, une augmentation de 46 % par rapport à la station en amont (S24,2). Une légère récupération était observée 1,3 km plus loin (S20,8), où le pourcentage de poissons tolérants diminuait à 67 %. Ce pourcentage est comparable à celui de la station S15 (74 %), située 7,8 km en aval de l'émissaire en 1995. Les données de 1991 permettent donc de présumer que la dégradation du milieu observée à la station S15 en 1995 constitue déjà une récupération par rapport à la station en aval immédiat de la station d'épuration des eaux usées de Cowansville.

Niveaux trophiques

Le patron de variation spatiale des omnivores (figure 49b) est identique à celui des tolérants (figure 49a) puisque six des sept espèces omnivores retrouvées dans la rivière Yamaska Sud-Est sont aussi tolérantes à la pollution. En aval de l'effluent urbain et industriel traité de Cowansville, la proportion d'omnivores passe de 5 % à 73 %. Ce pourcentage excède de façon marquée le critère de 45 %, indicatif d'une communauté perturbée selon Karr *et al.* (1986). La densité relative des cyprinidés insectivores est inférieure à 20 % à toutes les stations, indication d'un déséquilibre de la chaîne trophique selon Karr *et al.* (1986). Absents en amont de Cowansville, les cyprinidés insectivores sont représentés dans une proportion de 6 % en aval et de 17 % près de l'embouchure. Leur absence en amont de la ville n'est pas corroborée par une augmentation des omnivores et une réduction des piscivores, mais pourrait néanmoins indiquer une perturbation du milieu. Le pourcentage plus élevé de cyprinidés insectivores près de l'embouchure est en soi difficilement interprétable puisqu'il traduit l'effet de lisière avec la rivière Yamaska. Finalement, la station située en aval de Cowansville est la seule qui ne présente pas une proportion de piscivores supérieure à 5 %, seuil au-dessus duquel Karr *et al.* (1986) considèrent qu'une communauté est viable et en santé.

En 1991, la densité relative des omnivores était aussi supérieure à 45 % en aval de l'effluent de la station d'épuration de Cowansville (annexe 11f). Elle atteignait 90 % en aval immédiat (S22,1), une hausse de 54 % par rapport à la station en amont (S24,2), et 66 % plus loin en aval (S20,8), un pourcentage comparable à celui de la station S15 en 1995. De même, la proportion de 6 % de cyprinidés insectivores en aval de la ville reflète un déséquilibre de la chaîne trophique tant en 1991 (station S22,1) qu'en 1995 (station S15). Aussi, la densité relative des piscivores ne dépassait pas 5 % en aval de Cowansville pour les deux années. Toutefois, leur faible proportion en amont du rejet traité de la municipalité en 1991 (S26,2) ne signalait probablement pas une dégradation du milieu puisque les cyprinidés insectivores y étaient représentés dans une proportion de 82 %.

Anomalies externes

Le pourcentage d'anomalies de type DELT dépasse 2 % aux trois stations de la rivière Yamaska Sud-Est, ce qui signifie que leurs communautés ont toutes une santé détériorée (figure 50). Cependant, seule la station située en aval de la ville de Cowansville a un taux d'incidence qui dépasse 5 % (9,3 %), seuil indicatif d'une mauvaise santé. Ce taux élevé d'incidence est engendré par la pollution résiduelle urbaine et industrielle (secteurs des textiles, de la chimie, des métaux, du bois et de l'agroalimentaire). Onze substances toxiques — le cuivre, le nickel, 7 composés organiques semi-volatils et 2 acides gras — ont été détectées dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse en aval de cette agglomération à des concentrations significativement plus élevées qu'en amont (Berryman et Nadeau, 1999). Aussi, les teneurs en plomb dans les meuniers noirs sont parmi les plus élevées du bassin alors que celles en cadmium sont plus de quatre fois supérieures à l'ensemble des stations du bassin (Lapierre, 1999). La santé précaire de la communauté de la station en amont (S34,8) concorde avec l'absence d'intolérants et de cyprinidés insectivores, et pourrait refléter la contamination par les substances toxiques dont la source est inconnue, tel qu'il est mentionné précédemment. À la station près de l'embouchure (S5,1), la santé de la communauté est aussi estimée précaire. Par ailleurs, la station S34,8 présente une forte proportion de DELT compte tenu de la longueur moyenne des poissons de sa communauté (annexe 22b). Cette situation reflète un développement précoce des anomalies qui pourrait être attribuable à des conditions de pollution extrêmes (Baumann *et al.*, 1991). Les espèces de poisson les plus affectées sont la carpe (100 %), le chevalier jaune (25 %), le dard-perche (19 %), la perchaude (18 %) et la chatte de l'est (17 %) (figure 51). Les huit autres espèces sont touchées dans des proportions variant de 1 % à 14 % (figure 51).

Les groupes trophiques les plus affectés par le DELT sont les insectivores à la station S34,8 et les omnivores aux deux autres stations. Les poissons dont la tolérance à la pollution est intermédiaire sont le plus touchés en amont (S34,8) alors qu'aux autres stations, les tolérants sont les plus affectés. Remarquons toutefois que les espèces intolérantes à la pollution sont absentes des deux stations supérieures. Les familles les plus affectées sont les percidés à la station S34,8 et les cyprinidés à la station S15. À la station S3,9 les cyprinidés et les catostomidés sont atteints de façon égale.

Le pourcentage de DELT multiple atteint 3,2 % à la station S15, en aval de Cowansville. Le meunier noir (67 %) et le dard-perche (5 %) sont les seules espèces affectées pour l'ensemble de la rivière.

L'incidence de déformations est faible (< 2 %) dans la rivière Yamaska Sud-Est (figure 52). La proportion d'érosion des nageoires, inférieure à 5 % à toutes les stations, est aussi relativement faible (figure 52). Les pourcentages les plus élevés sont ceux des stations S34,8 (3,2 %) et S15 (4,6 %), et l'espèce la plus affectée est la carpe (67 %). Le taux d'incidence de lésions dépasse 5 % en aval de Cowansville (station S15), ce qui indique la mauvaise santé de la communauté (figure 52). Sa valeur (6,6 %) est cependant faible comparativement à d'autres rivières étudiées. Aux autres stations, la proportion de poissons atteints de lésions est inférieure à 2 %. L'espèce la plus affectée est, encore une fois, la carpe (67 %).

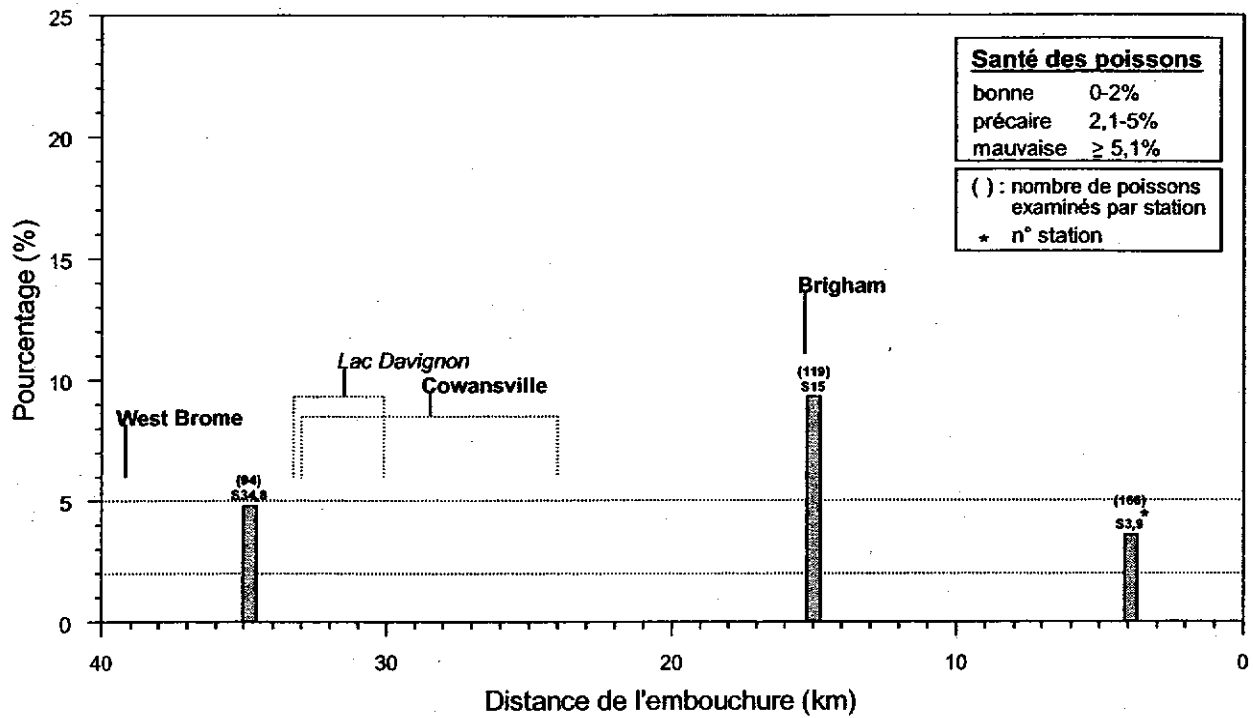


Figure 50 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska Sud-Est affectée par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

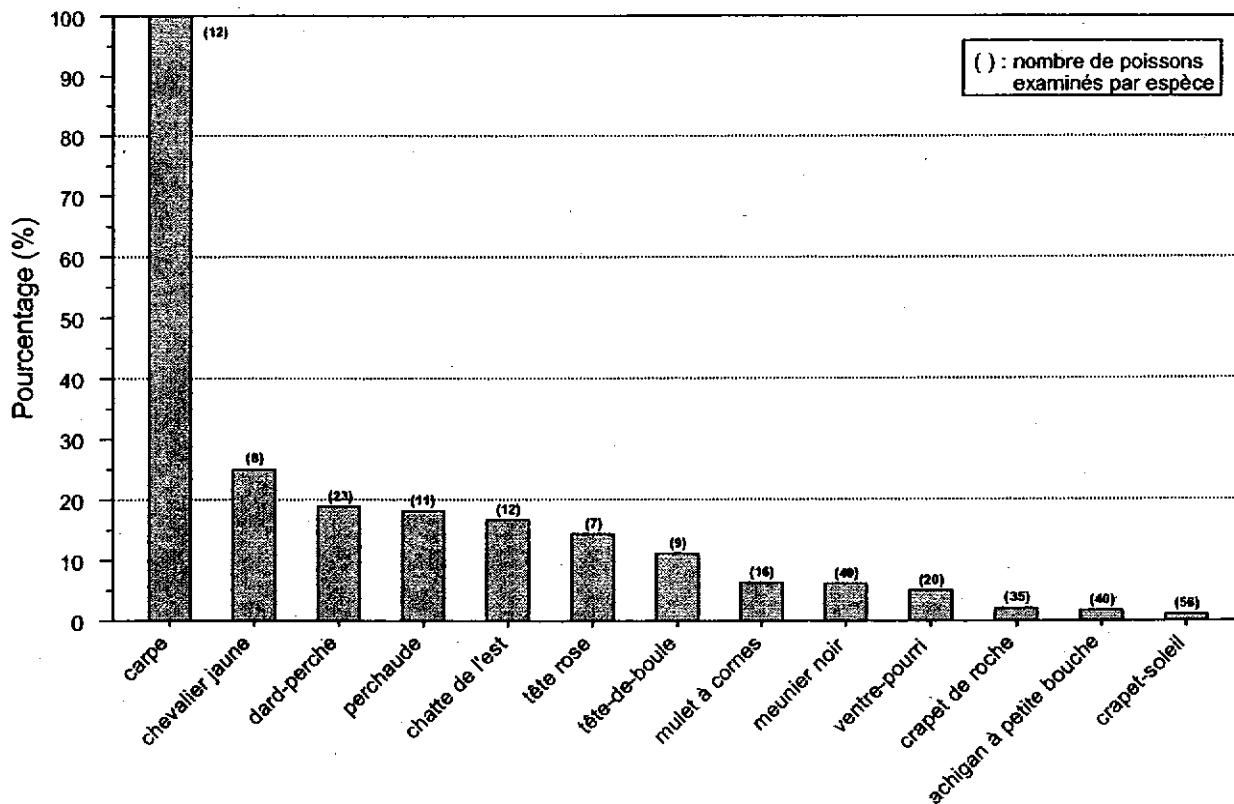


Figure 51 Pourcentage des poissons de chaque espèce de la rivière Yamaska Sud-Est affectés par une ou plusieurs des anomalies externes suivantes : déformation, érosion des nageoires, lésion et tumeur

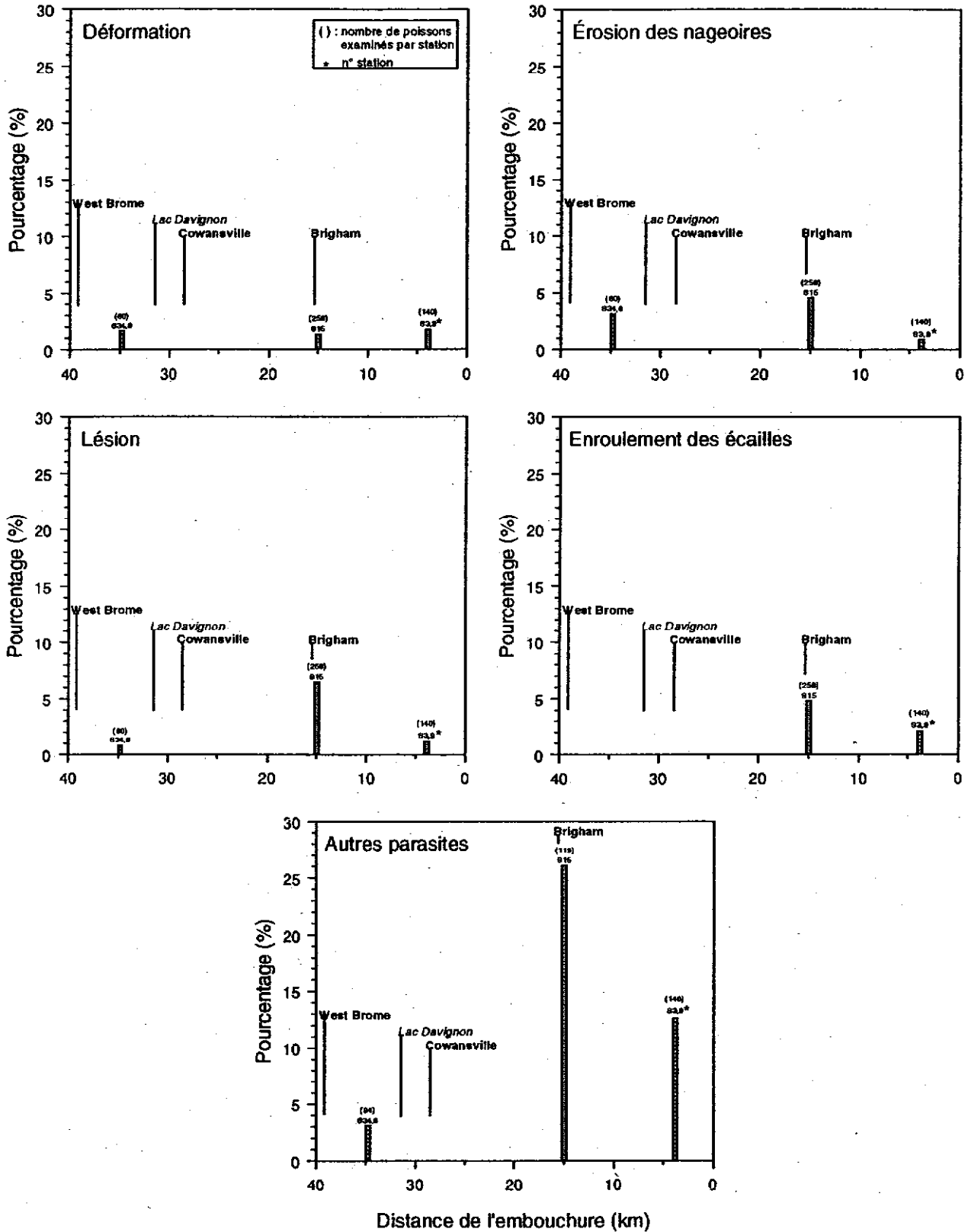


Figure 52 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska Sud-Est affectés par différents types d'anomalies externes

La proportion d'enroulement des écailles atteint 5 % en aval de Cowansville, un pourcentage relativement faible par rapport à l'ensemble du bassin (figure 52), mais qui, encore une fois, est observé en aval de sources de pollution multiples. Deux catostomidés, le chevalier jaune (13 %) et le meunier noir (12 %), sont les espèces affectées. Minckley *et al.* (1964) a aussi observé une plus forte incidence de cette anomalie chez les catostomidés.

L'incidence du parasitisme (autre que points noirs et copépodes), faible à la station S34,8 (3 %), atteint respectivement 26 % et 13 % aux stations S15 et S3,9 (figure 52). Le taux d'incidence de la station S15, le second en importance du bassin, équivaut presque à celui de la station N5,1 (27 %) sur la rivière Yamaska Nord. Les espèces les plus touchées sont la perchaude (72 %), le méné à nageoires rouges (25 %), le meunier noir (24 %) et le crapet de roche (23 %). L'achigan à grande bouche et le doré (100 %), malgré leur forte proportion, ne sont pas considérés en raison de leurs faibles effectifs.

Les autres anomalies (points noirs, copépodes, cécité, yeux exorbités, autres) ont une incidence faible dans la rivière Yamaska Sud-Est (annexe 23).

Indice de *Well Being* et indice de *Well Being* modifié

La figure 53 illustre bien le problème d'une valeur élevée de l'IWB en milieu dégradé (station S15), parfois même supérieure aux milieux relativement naturels (station S34,8), discuté dans la section matériel et méthodes. L'IWBm, plus sensible à la pollution, signale par contre une dégradation du milieu en aval de Cowansville (station S15), par rapport à la station S34,8 (figure 53). De façon similaire, l'IWB-IWBm répond clairement aux perturbations du milieu atteignant 2,4 en aval de Cowansville (figure 54). Une valeur supérieure ou égale à 1,1 est une indication d'une communauté fortement dégradée. En amont de la ville, cet indice indique que la communauté est en santé (valeurs $\leq 0,5$). Près de l'embouchure (station S3,9), la communauté récupère des stress subits en aval de Cowansville; la valeur de l'IWB-IWBm signale un début de détérioration. Il n'est cependant pas possible de départager la contribution de l'effet de lisière avec la rivière Yamaska.

Indice d'intégrité biotique

Le tableau 12 présente les valeurs de l'indice d'intégrité biotique (IIB) et la contribution des sept variables qui le composent alors que la figure 55 montre l'évolution spatiale de l'indice. En amont du lac Davigon et de Cowansville (station S34,8), l'IIB affiche la cote moyenne. Aucun cyprinidé insectivore, aucune espèce intolérante à la pollution et aucune espèce de catostomidés n'est présent. De plus, le taux d'incidence du DELT est indicatif d'une santé précaire. Cette dégradation est difficilement explicable puisqu'il n'existe aucune source de pollution connue à cette station où l'agriculture peu importante et la qualité de l'eau basée sur les paramètres conventionnels et la qualité de la bande riveraine sont parmi les meilleures du bassin (Primeau, 1999; Primeau *et al.*, 1999; Saint-Jacques et Richard, en préparation). Trois HAP, dont on ne connaît pas l'origine, ont toutefois été détectés à des concentrations élevées dans les cellules à dialyse (Berryman et Nadeau, 1999).

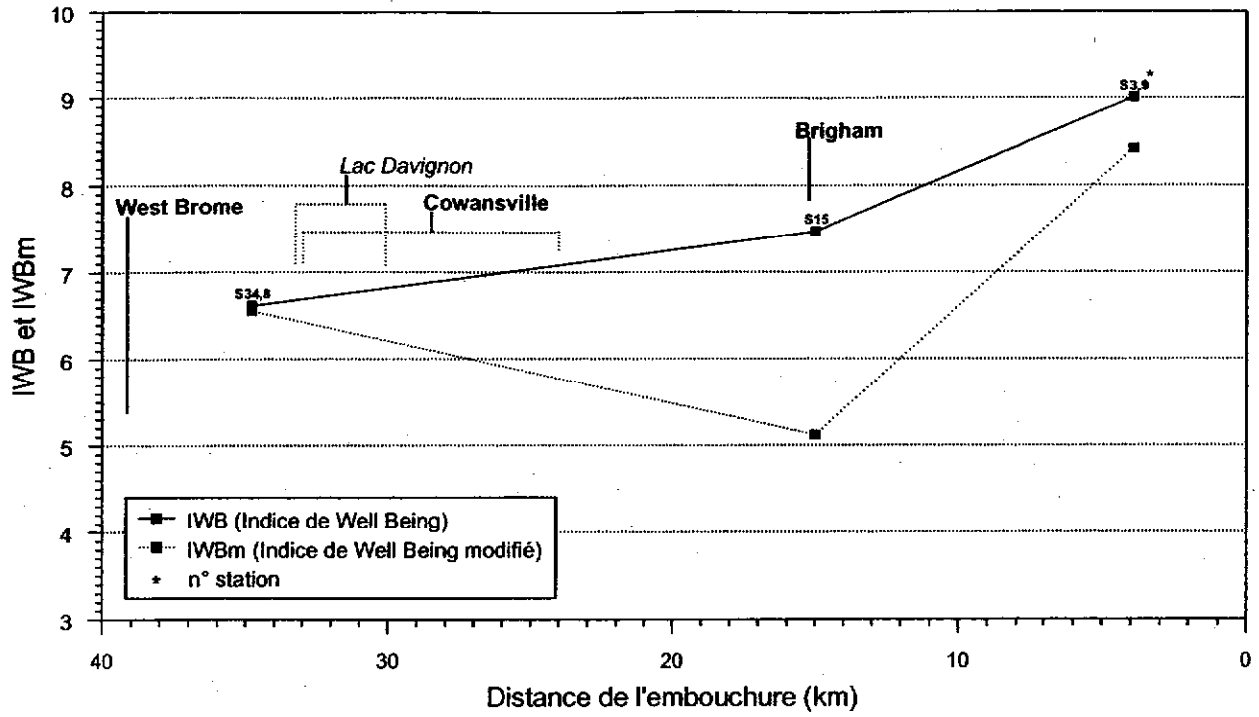


Figure 53 Variation spatiale de l'indice de *Well Being* et de l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Yamaska Sud-Est

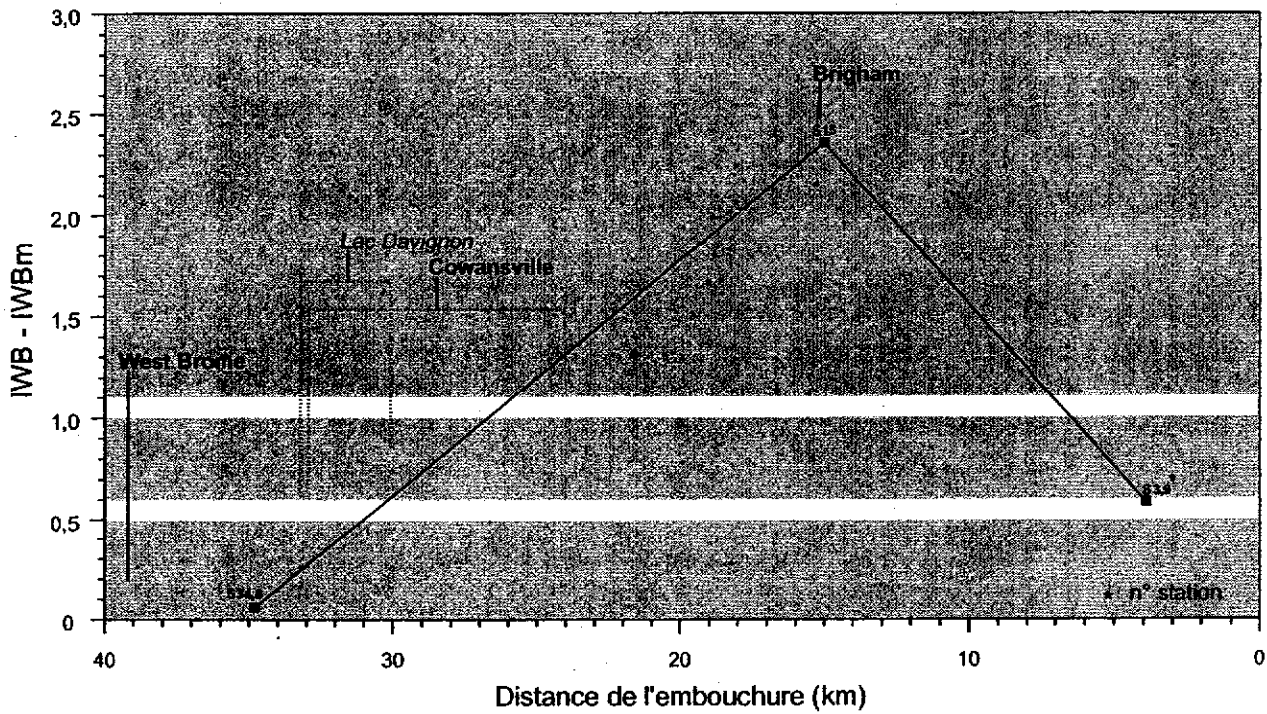


Figure 54 Variation spatiale de la différence entre l'indice de *Well Being* et l'indice de *Well Being* modifié de la rivière Yamaska Sud-Est

Tableau 12 Valeurs de chacune des variables et codification retenue [] pour le calcul de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Yamaska Sud-Est

Station	Proportion des omnivores (%)	Proportion des cyprinidés insectivores (%)	Proportion des piscivores (%)	Proportion des poissons avec DELT (%)	Nombre d'espèces intolérantes	Nombre d'espèces de catostomidés	IWB-IWBm	IIB (x 1,5)	Classe de l'IIB
34,8	5 [5]	0 [1]	27 [5]	4,9 [3]	0 [1]	0 [1]	0,1 [10]	39	Moyenne
15	73 [1]	6 [1]	5 [3]	9,3 [1]	0 [1]	1 [3]	2,4 [2]	18	Très faible
3,9	18 [5]	17 [1]	51 [5]	3,6 [3]	4 [5]	4 [5]	0,6 [6]	45	Moyenne

En aval de Cowansville (station S15), l'indice chute à la cote très faible. Toutes les variables de l'indice sont affectées et seuls la proportion de piscivores et le nombre d'espèces de catostomidés n'atteignent pas la cote environnementale la plus faible. Tel qu'il est développé précédemment, la pollution résiduelle urbaine et industrielle de la station d'épuration située 7,8 km en amont est probablement l'unique source à l'origine de cette dégradation, puisque la pression agricole qui demeure stable par rapport à la station S34,8 est parmi les plus faibles du bassin (Primeau *et al.*, 1999). Des hausses de la concentration des substances nutritives, de la DBO₅ et des coliformes fécaux ont été observées (Primeau, 1999). De plus, 11 substances toxiques étaient présentes dans les mousses aquatiques et les cellules à dialyse à des concentrations significativement plus élevées qu'en amont (Berryman et Nadeau, 1999), tandis que des teneurs en plomb et en cadmium parmi les plus élevées du bassin étaient mesurées dans les meuniers noirs (Lapierre, 1999).

Près de l'embouchure (station S3,9), soit 18,9 km en aval de l'effluent traité de Cowansville et 10,9 km en aval de celui de Brigham, les communautés récupèrent et l'IIB augmente de la cote très faible à moyenne. Toutes les composantes de l'indice affichent une meilleure cote environnementale, à l'exception des cyprinidés insectivores qui maintiennent la plus faible cote malgré une hausse de leur proportion. L'effet de lisière avec la rivière Yamaska est en grande partie à l'origine de cette récupération puisque les pressions agricoles augmentent par rapport à la station précédente (Primeau *et al.*, 1999).

Globalement, sur les 30,9 km de la rivière Yamaska Sud-Est étudiés, l'intégrité biotique est cotée moyenne sur 4,6 km (15 %), faible sur 16,3 km (53 %) et très faible sur 10,0 km (32 %). Ce portrait global doit toutefois être interprété avec prudence dû au nombre restreint de stations d'échantillonnage et à la distance importante qui les sépare.

Bassin de la rivière Yamaska

Pour l'ensemble du bassin de la rivière Yamaska (n = 39 stations), cinq des sept composantes de l'IIB sont corrélées de façon significative avec ce dernier (annexe 24). Le nombre d'espèces intolérantes à la pollution, le pourcentage de cyprinidés insectivores et l'IWB-IWBm montrent les corrélations les plus élevées ($|r| = 0,53$ à $0,59$, $p = 0,0001$) alors que le pourcentage d'anomalies de type DELT et le nombre d'espèces de catostomidés sont moins fortement corrélés ($|r| = 0,23$ à $0,26$, $p < 0,05$). Les proportions d'omnivores et de piscivores ne sont pas corrélées avec l'IIB.

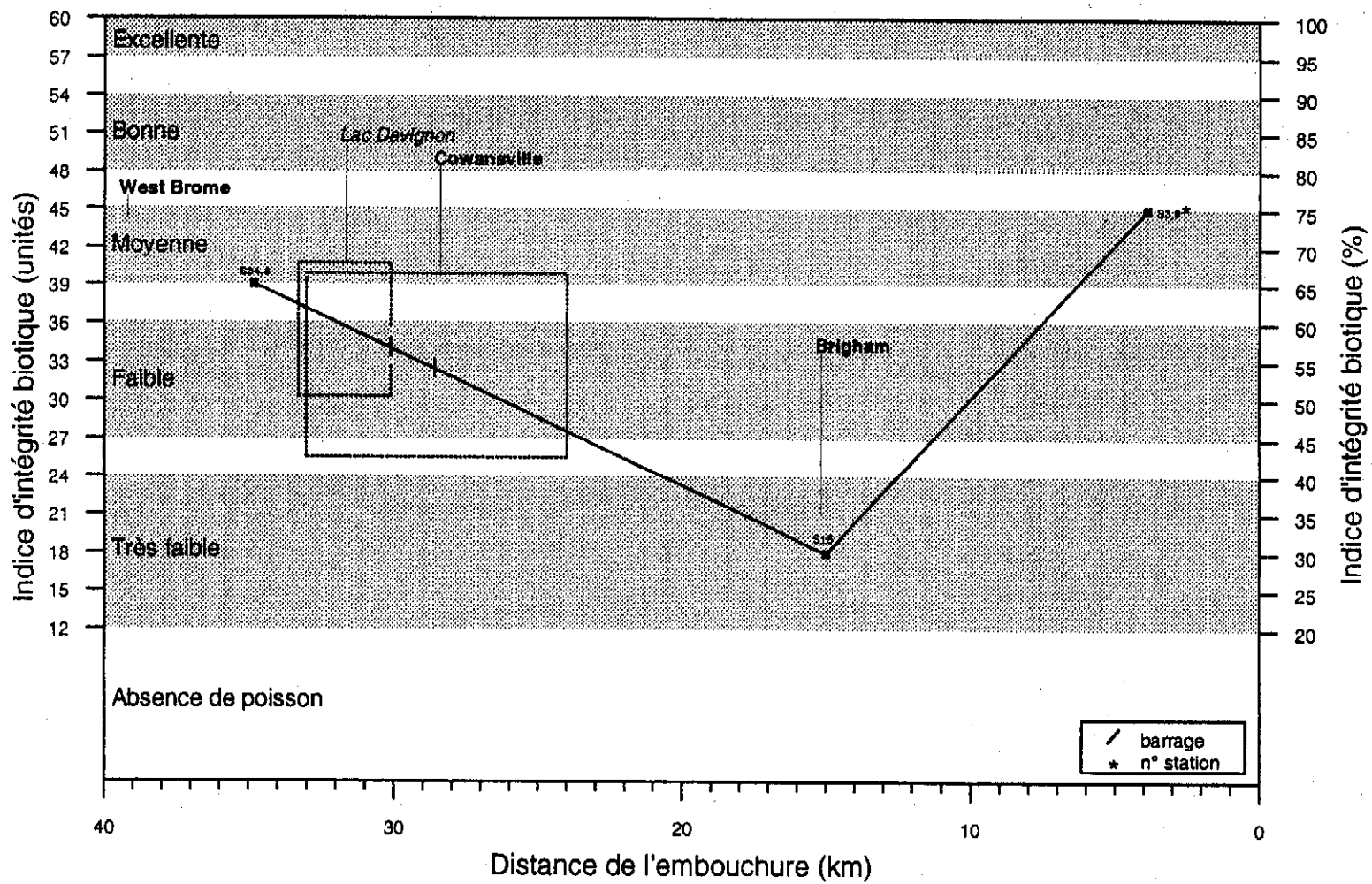


Figure 55 Variation spatiale de l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Yamaska Sud-Est

Angermeier et Karr (1986) ont démontré que la contribution relative des composantes de l'IIB variait de façon importante selon les États américains. Ils concluent qu'aucune variable n'est meilleure qu'une autre pour déceler une dégradation du milieu et qu'il ne semble pas y avoir de redondance entre les diverses variables.

SYNTHÈSE

Le présent rapport évalue l'impact des pressions urbaines, industrielles et agricoles sur l'intégrité des communautés ichtyologiques de la rivière Yamaska et de ses principaux tributaires. Trente-neuf stations du bassin ont été échantillonnées à l'été 1995 : 23 sur la rivière Yamaska (réparties sur 155,2 km), 9 sur la rivière Noire (sur 55,9 km), 4 sur la rivière Yamaska Nord (sur 24,6 km) et 3 sur la rivière Yamaska Sud-Est (sur 30,9 km). Des stations situées immédiatement en amont des sources ponctuelles de pollution servaient de témoins. D'autres stations localisées dans le panache ou la zone de mélange en aval des rejets permettaient d'évaluer l'effet immédiat des polluants. Le reste des stations, réparties plus ou moins à égale distance entre les diverses sources ponctuelles, visait à évaluer l'étendue des effets des polluants, la distance requise pour la récupération des écosystèmes et l'importance des sources de pollution diffuses.

Rivière Yamaska

Dans la partie en amont de la rivière, les communautés ichtyologiques montrent déjà des signes de perturbation. En effet, aux stations 164,3 et 159,3, l'indice d'intégrité biotique affiche une cote moyenne. Il n'existe aucune source de pollution connue à la station 164,3, autre que le lac Brome, un lac eutrophe situé en amont. Néanmoins, le taux d'incidence d'anomalies de type DELT atteint 10 %, un niveau indicatif de mauvaise santé, et un début de déséquilibre de la chaîne trophique est observé. La station suivante (159,3) est située en aval de la confluence du ruisseau John-Dabb, qui véhicule la pollution résiduelle de la station d'épuration de Lac-Brome à laquelle sont raccordées deux entreprises industrielles polluantes. En 1995, la caractérisation des effluents de l'une d'elles, Les Emballages Knowlton inc., a révélé la présence de mercure. À cette station, le début de déséquilibre de la chaîne trophique est toujours constaté et l'IWB-IWBm signale un début de dégradation.

En aval de Bromont, l'écosystème récupère et l'IIB oscille de la cote bonne à excellente sur les vingt prochains kilomètres (stations 145,7 à 125,5). Cependant, la pollution résiduelle en amont, soit celle de la station d'épuration des eaux usées domestiques et industrielles de Bromont, et les effluents traités de l'usine IBM ont tout de même un impact sur les communautés. Une caractérisation des effluents traités de l'usine IBM, effectuée en 1995, a montré la présence de mercure. Le début de déséquilibre de la chaîne trophique persiste à presque toutes ces stations. La proportion de DELT présente des valeurs indicatives de mauvaise santé à la station 145,7 et de santé précaire à la station 132,2, et on constate une chute importante du nombre d'espèces en aval des effluents traités (station 132,2).

En aval de la confluence des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est, deux tributaires dont l'intégrité biotique à leur embouchure est jugée moyenne, l'IIB chute de la cote excellente

(station 125,5) à moyenne (station 114,6). Des signes de dégradation, auxquels contribuent les apports de substances toxiques de ces affluents, sont observés pour la proportion de cyprinidés insectivores, celle d'omnivores, le nombre d'espèces intolérantes à la pollution et la proportion de DELT.

En aval de Farnham, l'IIB maintient une cote moyenne et les mêmes variables montrent des problèmes. Le pourcentage de DELT atteint toutefois 22 %, le plus haut taux du bassin, et une baisse de la richesse spécifique est observée. À la pollution résiduelle des rivières Yamaska Nord et Yamaska Sud-Est qui persiste toujours comme le témoignent les mesures de substances toxiques dans les traceurs et les meuniers noirs, s'ajoute celle de la station d'épuration de Farnham, du site de la Défense nationale à proximité et de deux sites contaminés. La caractérisation de l'effluent de la station municipale, à laquelle sont acheminées les eaux usées de quatre entreprises industrielles polluantes des secteurs des textiles, de la métallurgie et du bois, révèle la présence de métaux et de substances organiques. À la station suivante, les communautés ichthyologiques sont toujours affectées et l'IIB continue d'afficher une cote moyenne. Il faudra attendre à la station 95,5 pour que la récupération soit perceptible; l'indice augmente à la cote bonne, l'incidence du DELT diminue à un pourcentage indicatif de communautés en santé et la proportion de cyprinidés insectivores continue de s'accroître.

Les eaux usées non traitées, au moment de l'étude en 1995, de Saint-Césaire et de Rougemont affectent à nouveau les communautés de poissons tel qu'il est reflété par l'IIB qui chute de la cote bonne à faible, atteignant le plus haut niveau de détérioration de la rivière. Une réduction importante du nombre d'espèces est aussi observée. Cette dégradation est corroborée par les mesures de la qualité de l'eau où, notamment, les concentrations de phosphore et de DBO_5 atteignent respectivement 13 fois et plus de deux fois la valeur des critères de protection de la vie aquatique des effets indirects de l'eutrophisation. En plus des rejets sanitaires de près de 8 000 personnes, quatre entreprises industrielles, principalement du domaine de l'agroalimentaire, déversaient leurs eaux usées non traitées à la rivière. Les deux usines A. Lassonde et Fils à Rougemont et Aliments Carrière à Saint-Césaire rejetaient à elles seules, surtout durant l'été et l'automne, une quantité de matière organique (DBO_5) comparable à celle provenant d'une municipalité de 160 000 personnes.

La pollution résiduelle de Saint-Césaire et de Rougemont ainsi que de la confluence de la rivière à la Barbue, dont les eaux turbides sont chargées en matières nutritives et en pesticides, ne permet pas la récupération aux deux stations qui suivent; l'IIB reste faible. Ce n'est qu'à la station 71,5, soit plus de 20 km en aval des eaux usées non traitées de ces deux agglomérations, que de l'IIB augmente de la cote faible à moyenne, possiblement en raison de l'effet de dilution de la rivière Noire. Malgré cette légère récupération, les problèmes qui persistent à cette station peuvent être liés aux substances toxiques (mercure, BPC, DDT) en provenance de la rivière Noire et à la densité animale élevée à l'embouchure de la rivière Noire. De plus, la bande riveraine y est de faible qualité due à l'urbanisation presque complète des rives et la proportion de la superficie drainée occupée par les cultures totales (94 %) et celle du maïs (65 %) est la plus élevée du bassin.

Sur les 80 km qui séparent la station en aval de Saint-Hyacinthe de l'embouchure de la rivière Yamaska, la biomasse totale par unité d'effort est très faible comparativement à d'autres rivières des basses-terres du Saint-Laurent comme les rivières Châteauguay et Richelieu, où elle y était environ

de 2,3 à 10 fois plus élevée. Parmi les 13 rivières du Québec étudiées jusqu'à maintenant (six bassins), c'est la première rivière où l'enrichissement du milieu par les substances nutritives de l'amont vers l'aval ne se traduit pas par une augmentation de la biomasse. Ces faibles biomasses pourraient refléter une perturbation générale de l'écosystème, l'effet ultime du stress étant l'élimination des espèces longévives et de grande taille en faveur des espèces de petite taille qui se reproduisent rapidement.

Trois kilomètres en aval de la station d'épuration de Saint-Hyacinthe (station 59,5), l'IIB maintient la cote moyenne. Même si certaines variables montrent une amélioration, la richesse spécifique diminue, le pourcentage de DELT augmente à un niveau signalant une mauvaise santé et les cyprinidés insectivores disparaissent. Le mauvais fonctionnement de la station d'épuration en 1995, à laquelle sont rattachées 16 entreprises industrielles polluantes, de même que les débordements du réseau d'égouts unitaire survenus suite à des épisodes de pluie pourraient être à l'origine de la détérioration de la qualité de l'eau observée à cette station. La culture intensive du maïs et la présence de six sites contaminés constituent aussi des sources de pollution. À la station suivante (station 55), la pollution résiduelle de Saint-Hyacinthe et de la rivière Noire (mercure, DDT), la qualité de l'eau aussi détériorée qu'à la station précédente et l'accroissement important du cheptel, notamment celui du porc, font en sorte que l'indice diminue à nouveau à la cote faible. Cette faible cote est maintenue à la station 50,7.

À partir de la rivière Chibouet, soit dans les 40 derniers kilomètres de rivière, les agglomérations urbaines et industrielles sont négligeables et la pollution est essentiellement d'origine agricole. Comme partout dans les basses-terres du Saint-Laurent, les cultures sont très intensives, représentant entre 50 % et 83 % de la superficie drainée, et la densité animale varie de 0,34 à 0,94 U.A./ha. En aval de la rivière Chibouet, l'IIB remonte à la classe moyenne. Néanmoins, l'augmentation marquée de l'incidence du DELT d'un statut de santé jugé précaire à mauvais, indique plutôt une détérioration. Cette remontée de l'indice est possiblement attribuable au fait que la pêche a été effectuée sur la rive opposée à la confluence de la rivière Chibouet puisque la qualité de l'eau (paramètres conventionnels et atrazine) tout comme une étude antérieure (1991) sur les communautés de poissons démontrent que ce tributaire agricole présente des problèmes de pollution.

Entre l'aval de la rivière Salvail et l'aval de Massueville, l'IIB poursuit sa remontée et oscille de la cote bonne à moyenne. Cependant, les taux d'incidence de 5,4 % et 16,2 % de DELT, respectivement aux stations 35,5 et 21,2, indiquent que la santé des communautés est mauvaise. À la station 21,2, une chute importante du nombre d'espèces est aussi constatée. Cette récupération est inattendue compte tenu des pressions agricoles importantes tant dans le bassin de la rivière Salvail que dans cette portion de la rivière Yamaska et de la qualité de l'eau dégradée. Elle s'expliquerait par les conditions de sécheresse survenues à l'été 1995 et par la réduction du ruissellement agricole et du transport des pesticides vers les cours d'eau qui en découlent. La proportion élevée d'anomalies reflète, quant à elle, plusieurs années d'exposition à de mauvaises conditions du milieu.

Malgré le temps sec, l'accumulation des pressions agricoles se traduit éventuellement par une rechute de l'IIB, de la classe bonne à faible, à la station située en aval de la confluence de la

rivière David où la turbidité moyenne atteint la valeur maximale du bassin (> 60 U.N.T.). La confluence de la rivière Saint-Louis, un autre tributaire agricole, près de l'embouchure fait en sorte que l'IIB reste faible. La chaîne trophique se déséquilibre, les espèces intolérantes à la pollution disparaissent et la proportion de DELT, toujours indicative d'une mauvaise santé, double. La qualité de l'eau détériorée et les teneurs élevées de certaines substances toxiques dans les meuniers noirs corroborent ces résultats.

Globalement, sur les 155,2 km de la rivière Yamaska étudiés, l'intégrité biotique est cotée excellente sur 2,5 km (2 %), bonne sur 40,7 km (26 %), moyenne sur 78,6 km (51 %) et faible sur 33,4 km (21 %). Les secteurs où les communautés de poissons sont les plus affectées sont l'aval de Farnham, de Saint-Césaire et de Rougemont, de Saint-Hyacinthe et des rivières David et Saint-Louis près de l'embouchure.

Rivière Noire

L'IIB, qui prend une valeur jugée bonne en aval de Roxton Falls, chute à la cote moyenne en aval du ruisseau Gilbert-Champagne. La densité, la biomasse, le nombre d'espèces, la proportion d'intolérants, la proportion de cyprinidés insectivores et le nombre d'espèces de catostomidés diminuent de façon marquée, atteignant la valeur minimale de la rivière. À l'opposé, le taux d'incidence de DELT, sept fois plus élevé qu'en amont, atteint 20 %, le plus fort pourcentage du bassin après la station en aval de Farnham. Ce signal évident de contamination par les substances toxiques, détecté uniquement par les poissons, proviendrait du ruisseau Gilbert-Champagne. Ce dernier prend sa source dans une zone urbaine et industrielle, et draine sur son parcours le site contaminé de l'ancienne usine Canvil où persiste une contamination par les huiles et graisses minérales, lesquelles renferment du mercure. Les meuniers noirs de cette station présentent d'ailleurs des teneurs en mercure parmi les plus élevées du bassin et plus de trois fois supérieures au critère de protection de la faune terrestre.

La pollution résiduelle de ce ruisseau persiste 8 km en aval (station R46,3) où l'indice affiche toujours une cote moyenne même si certaines variables montrent des signes d'amélioration. À la station suivante (R35,8), la confluence de la rivière Duncan, un tributaire agricole qui véhicule la pollution résiduelle urbaine et industrielle d'Acton Vale, couplée au rejet d'eaux usées non traitées d'Upton font en sorte que l'IIB ne s'améliore pas et maintient la cote moyenne. Plusieurs variables affichent des valeurs aussi faibles qu'en aval du ruisseau Gilbert-Champagne. Par contre, le pourcentage de DELT, comme en aval de Saint-Césaire et de Rougemont sur la rivière Yamaska, est indicatif de communautés en santé, ce qui tend à démontrer que les polluants conventionnels (nutriments, DBO₅, etc.) n'ont pas toujours une incidence sur le DELT.

Sur les 13 km suivants, les communautés ichthyologiques récupèrent et l'IIB oscille d'excellent à bon. En aval de Jogues toutefois, l'indice diminue à nouveau à la cote moyenne. Le pourcentage de DELT s'accroît à un niveau indicatif d'une santé précaire et l'IWB-IWBm marque un début de détérioration. Cet impact, corroboré par une augmentation de la concentration moyenne d'azote et de la turbidité, traduit possiblement l'accumulation des pressions agricoles. En effet, à la station précédente, le cheptel (1,6 U.A./ha) et la proportion de la superficie drainée occupée par les cultures totales (69 %), dominés respectivement par le porc et le maïs, étaient les plus élevés de la rivière

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.
- ADAMS, S. M., K. D. HAM, M. S. GREELEY, R. F. LEHEW, D. E. HINTON et C. F. SAYLOR, 1996. « Downstream gradients in bioindicator responses: point source contaminant effects on fish health », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 53 : 2177-2187.
- ALAIN, J., 1980. *Projet assainissement : diagnose du lac Brome 81-17*, gouvernement du Québec, ministère de l'Environnement, Service de la qualité des eaux, 36 p.
- ALLAN, J. D. et A. S. FLECKER, 1993. « Biodiversity conservation in running waters », *BioSci.*, 43(1) : 32-43.
- ALLAN, J. D., D. L. ERICKSON et J. FAY, 1997. « The influence of catchment land use on stream integrity across multiple spatial scales », *Freshw. Biol.*, 37 : 149-161.
- ALLAN, R. J., A. J. BALL, V. W. CAIRNS, G. A. FOX, A. P. GILMAN, D. B. PEAKALL, D. A. PIEKARZ, J. C. VAN OOSTDAM, D. C. VILLENEUVE et D. T. WILLIAMS, 1991. *Toxic chemicals in the Great Lakes and associated effect. Volume II — Effects*, Environment Canada, Department of Fisheries and Oceans, Health and Welfare Canada, 755 p.
- ALLISON, L. N., J. G. HNATH et W. G. YODER, 1977. *Manual of common diseases, parasites, and anomalies of Michigan fishes*, Michigan Dept. Nat. Res., Lansing. Fish Mgmt. Rept. n° 8, 132 p.
- 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.
- ANGERMEIER, P. L., et J. R. KARR, 1983. « Fish communities along environmental gradients in a system of tropical streams », *Env. Biol. Fish.*, 9(2) : 117-135.
- AUGER, P., B. BÉLANGER, H. DUROCHER, M. GOULET, Y. MAGNY et M. PROVENCHER, 1979. *Synthèse des études de la qualité du milieu aquatique de la rivière Yamaska*, Québec, ministère des Richesses Naturelles, Direction générale des eaux, Programme de connaissances intégrées, rapport n° QE-39, 75 p.
- BARILA, T. Y., R. D. WILLIAMS et J. R. STAUFFER, Jr., 1981. « The influence of stream order and selected stream bed parameters on fish diversity in Raystown branch, Susquehanna River drainage, Pennsylvania », *J. Appl. Ecology*, 18 : 125-131.

BAUMANN, P. C., J. C. HARSHBARGER et K. J. HARTMAN, 1990. « Relationship between liver tumors and age in brown bullhead populations from two Lake Erie tributaries », *Sci. Total Environ.*, 94 : 71-87.

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.

BAUMANN, P. C., I. R. SMITH et C. D. METCALFE, 1996. « Linkages between chemical contaminants and tumors in benthic Great Lakes fish », *J. Great Lakes Res.*, 22(2) : 131-152.

BAUMANN, P. C., W. D. SMITH et W. K. PARLAND, 1987. « Tumor frequencies and contaminant concentrations in brown bullheads from an industrialized river and a recreational lake », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 116 : 79-86.

BECKER, G. C., 1983. *Fishes of Wisconsin*, Madison, The University of Wisconsin Press, 1 052 p.

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.

BÉLANGER, B., 1981. *Qualité de l'eau : étude synthèse du réservoir Choinière 81-2*, Québec, ministère de l'Environnement, Direction générale des inventaires et de la recherche, Service de la qualité des eaux, 22 p.

BENGTSSON, B-E., Å. BENGTSSON et M. HIMBERG, 1985. « Fish deformities and pollution in some Swedish waters », *Ambio*, 14(1) : 32-35.

BENOIT, R. J., 1971. « Self-purification in natural waters », p. 223-261, dans L. L. Ciaccio (ed), *Water and Water Pollution Handbook: Volume 1*, New York, Marcel Dekker, Inc.

BERKMAN, H. E., et C. F. RABENI, 1987. « Effect of siltation on stream fish communities », *Env. Biol. Fish.*, 18(4) : 285-294.

BERKMAN, H. E., C. F. RABENI et T. P. BOYLE, 1986. « Biomonitoring of stream quality in agricultural areas : fish versus invertebrates », *Environ. Manage.*, 10(3) : 413-419.

BERRA, T. M. et R.-J. AU, 1981. « Incidence of teratological fishes from Cedar Fork Creek, Ohio », *Ohio J. Sci.*, 81(5) : 225-229.

BERRYMAN, D. et I. GIROUX, 1994. *La contamination des cours d'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive de maïs au Québec : campagnes d'échantillonnage de 1992 et 1993*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940594, rapport n° PES-4, 134 p. et 5 annexes.

BERRYMAN, D. et A. NADEAU, 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : contamination de l'eau par des métaux et certaines substances organiques toxiques, section 3, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

BLACK, J. J., 1983. « Field and laboratory studies of environmental carcinogenesis in Niagara River fish », *J. Great Lakes Res.*, 9(2) : 326-334.

BLACK, J. J. et P. C. BAUMANN, 1991. « Carcinogens and cancers in freshwater fishes », *Env. Health Persp.*, 90 : 27-33.

BOET, Ph., J. ALLARDI et J. LEROY, 1991. « Le peuplement ichtyologique du bassin de l'Yonne », *Bull. Fr. Pêche Piscic.*, 320 : 7-28.

BONTOUX, J., 1993. *Introduction à l'étude des eaux douces : eaux naturelles, eaux usées, eaux de boisson*, Liège, CEBEDOC, 169 p.

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, p. 184-192, dans Matthews, W. J. et D. C. Heins (eds), *Community and evolutionary ecology of North American stream fishes*, University of Oklahoma Press.

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, p. 199-229, dans B.A. Whitton (ed), *River Ecology*, University of California Press.

BROWN, E. R., J. J. GAZDRA, L. KEITH, I. GREENSPAN, J. B. G. KWAPINSKI et P. BEAMER, 1973. « Frequency of fish tumors found in a polluted watershed as compared to nonpolluted canadian waters », *Cancer Res.*, 33(2) : 189-198.

BROWN, E. R., T. SINCLAIR, L. KEITH, P. BEAMER, J. J. HAZDRA, V. NAIR et O. CALLAGHAN, 1977. « Chemical pollutants in relation to diseases in fish », *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 298 : 535-546.

BURSEY, C. R., 1987. « Myxosporidian lesions of the sheepshead minnow (*Cyprinodon variegatus*) », *J. Wildl. Dis.*, 23(4) : 572-575.

CAIRNS, Jr., J. 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.

CALLICOTT, J. B., 1995. « A review of some problems with the concept of ecosystem health », *Ecosystem Health*, 1(2) : 101-112.

CAO, Y., D. D. WILLIAMS et N. E. WILLIAMS, 1998. « How important are rare species in aquatic community ecology and bioassessment ? », *Limnol. Oceanogr.*, 43 (7) : 1403-1409.

CASTRO, M. et W. LAWING, 1995. « A study of sampling strategies for estimating growth parameters in fish populations », *Fisheries Research*, 22 : 59-75.

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.

CCMRE (CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES RESSOURCES ET DE L'ENVIRONNEMENT), 1987. *Recommandations pour la qualité des eaux au Canada*, Ottawa, Direction de la qualité des eaux, feuilles mobiles.

CHAPLEAU, F., 1980. *La variation morphologique chez deux espèces de dards du Québec : Etheostoma nigrum Rafinesque et Etheostoma olmstedii Storer (Percidae; Etheostomatinae)*, Québec, Mémoire de maîtrise, Département des sciences biologiques, Université de Montréal, 93 p.

CHEVREUIL, M., A.-M. CARRU, A. CHESTERIKOFF, P. BOËT, E. TALES et J. ALLARDI, 1995. « Contamination of fish from different areas of the River Seine (France) by organic (PCB and pesticides) and metallic (Cd, Cr, Cu, Fe, Mn, Pb and Zn) micropolluants », *Sci. Total Environ.*, 162 : 31-42.

CHRISTIAN, J. J., 1950. « The adreno-pituitary system and population cycles in mammals », *J. Mammal.*, 31 : 247-259.

CHRISTIAN, J. J. et D. E. DAVIS, 1964. « Endocrines, behavior, and population », *Science*, 146 : 1550-1560.

CLARK, II, E. H., J. A. HAVERKAMP et W. CHAPMAN, 1985. *Eroding soils: the off-farm impacts*, Washington, D.C., The Conservation Foundation, 252 p.

COLE, R. A., 1973. « Stream community response to nutrient enrichment », *Journal WPCF*, 45(9) : 1874-1888.

COMITÉ D'INTERVENTION, 1995. *Plan d'intervention pour la survie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*)*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 48 p.

COOPER, E. L., 1983. *Fishes of Pennsylvania and the northeastern United States*, Pennsylvania State University Press, 243 p.

COSSER, P. R., 1988. « Macroinvertebrate community structure and chemistry of an organically polluted creek in south-east Queensland », *Aust. J. Mar. and Freshw. Res.*, 39 : 671-683.

COUILLARD, C., P. V. HODSON, P. GAGNON et J. J. DODSON, 1995. « Lesions and parasites in white suckers, *Catostomus commersoni*, in bleached-kraft pulp mill-contaminated and reference rivers », *Environ. Toxicol. Chem.*, 14(6) : 1051-1060.

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

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.

DAJOZ, R., 1982. *Précis d'écologie*, 4^e éd., Paris, Gaultier-Villars, 503 p.

DAUBA, F., S. LEK, S. MASTRORILLO et G. H. COPP, 1997. « Long-term recovery of macrobenthos and fish assemblages after water pollution abatement measures in the River Petite Baïse (France) », *Arch. Environ. Contam. Toxicol.*, 33 : 277-285.

DAWE, C. J., M. F. STANTON et F. J. SCHWARTZ, 1964. « Hepatic neoplasms in native bottom-feeding fish of deep Creek Lake. Maryland », *Cancer Res.*, 24 : 1194-1201.

DIDIER, J. et P. KESTEMONT, 1996. « Relationships between mesohabitats, ichthyological communities and IBI metrics adapted to a European river basin (The Meuse, Belgium) », *Hydrobiol.*, 341 : 133-144.

DUTIL, L., C. COUILLARD et D. THIVIERGE, 1992. *Revue des observations pathologiques rapportées chez les poissons du Saint-Laurent et de ses principaux tributaires*, Centre Saint-Laurent, Environnement Canada, 97 p.

ECKENFELDER, W. W., 1982. *Gestion des eaux usées urbaines et industrielles : caractérisation — techniques d'épuration — aspects économiques*, Paris, Technique & documentation Lavoisier, 503 p.

EDWARDS, E. A. et K. TWOMEY, 1982. *Habitat suitability index models : Common carp*. U.S., Washington, D. C., Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-82/10.12., 27 p.

ELLER, L. L., 1975. Gill lesions in freshwater teleosts, p. 477-496, dans W. E. Ribelin et G. Migaki (eds), *The pathology of fishes*, The University of Wisconsin Press.

ESCH, G. W., J. W. GIBBONS et J. E. BOURQUE, 1975. « An analysis of the relationship between stress and parasitism », *Am. Midl. Nat.*, 93(2) : 339-353.

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.

FRENZEL, S. A. et R. B. SWANSON, 1996. « Relations of fish community composition to environmental variables in streams of central Nebraska, USA », *Environ. Manage.*, 20(5) : 689-705.

FRIDRIKSSON, 1934. *On the calculation of age-distribution within a stock of cod by means of relatively few age-determinations as a key to measurement on a large scale*, Rapports et Procès-verbaux du Conseil International pour l'Exploitation de la Mer, 86, 6 p.

FRIESEN, T. A. et D. L. WARD, 1996. « Status and condition of fish assemblages in streams of the Tualatin River Basin, Oregon », *Northwest Science*, 70(2) : 120-131.

GAINES, Jr., J. L. et W. A. ROGERS, 1975. Some lesions of fishes, p. 429-441, dans W. E. et G. Migaki (eds), *The pathology of fishes*, Ribelin, The University of Wisconsin Press.

GAMMON, J. R., 1994. *The Wabash River ecosystem*, Greencastle, Indiana, DePauw University, 213 p. Préparé pour PSI-Energy Plainfield, Indiana et Eli Lilly and Company, Indianapolis, Indiana.

GAMMON, J. R., 1980. *The use of community parameters derived from electrofishing of river fish as indicators of environmental quality*, Washington, D. C., U.S. Environmental Protection Agency, Seminar on Water Quality Management Trade-Offs, EPA-905/9-80-009, p. 335-363.

GAMMON, J. R., 1976. *The Fish Populations of the Middle 340 km of the Wabash River*, West Lafayette, Indiana, Purdue University Water Resources Research Center, Technical Report n° 86, 73 p.

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*, p. 111-120.

GAMMON, J. R., A. SPACIE, J. L. HAMELINK et R. L. KAESLER, 1981. Role of electrofishing in assessing environmental quality of the Wabash River, p. 307-24, dans J. M. Bates et C. I. Weber (eds), *Ecological assessments of effluent impacts on communities of indigenous aquatic organisms*, ASTM STP 730, American Society for Testing and Materials.

GATZ, Jr., A. J. et A. L. HARIG, 1993. « Decline in the index of biotic integrity of Delaware Run, Ohio, over 50 years », *Ohio J. Sci.* 93(4) : 95-100.

GAUTHIER, J. P., J. ALAIN, P. GENTES, M. LE ROUZES et P. MATHIEU, 1978. *Études limnologique : Lac Brome*, gouvernement du Québec, ministère des Richesses naturelles, Direction générale des eaux, rapport n° QE-33, 7 p.

GIROUX, I., M. DUCHEMIN et M. ROY, 1997. *Contamination de l'eau par les pesticides dans les régions de culture intensive du maïs au Québec; Campagnes d'échantillonnage de 1994 et 1995*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN970099, rapport n° PES-8, 54 p. et 6 annexes.

GOLDSTEIN, R. M., 1981. « Longitudinal succession in impact assessment of river system fish communities », *Water Resour. Bull.*, 17(1) : 75-81.

GOODCHILD, C. D., 1993. « Status of the tessellated darter, *Etheostoma olmstedi*, in Canada », *Can. Field-Nat.*, 107(4) : 423-430.

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 », *Biol. J. Linn. Soc.*, 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 », *Southwest. Nat.*, 27(1) : 107-115.

HALL, Jr., L. W., S. A. FISHER, W. D. KILLEN, Jr., M. C. SCOTT, M. C. ZIEGENFUSS et R. D. ANDERSON, 1994. « Status assessment in acid-sensitive and non-acid-sensitive Maryland coastal plain streams using an integrated biological, chemical, physical, and land-use approach », *J. Aquat. Ecosyst. Health*, 3 : 145-167.

HARRIS, J. H., 1995. « The use of fish in ecological assessments », *Aust. J. Ecol.*, 20 : 65-80.

HARSHBARGER, J. C. et J. B. CLARK, 1990. « Epizootiology of neoplasms in bony fish of North America », *Sci. Total Environ.*, 94 : 1-32.

HARVEY, B. C. et A. J. STEWART, 1991. « Fish size and habitat depth relationships in headwater streams », *Oecologia*, 87 : 336-342.

HARVEY, G., 1979. *Les métaux lourds et les composés organochlorés dans la chair des poissons du bassin versant de la Yamaska*, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, Montréal, rapport technique n° 06-30, 89 p.

HAWKES, C. L., D. L. MILLER et W. G. LAYHER, 1986. « Fish ecoregions of Kansas: stream fish assemblage patterns and associated environmental correlates », *Env. Biol. Fish.*, 17(4) : 267-279.

HAYES, M. A., I. R. SMITH, T. H. RUSHMORE, T. L. CRANE, C. THORN, T. E. KOCAL et H. W. FERGUSON, 1990. « Pathogenesis of skin and liver neoplasms in white suckers from industrially polluted areas in lake Ontario », *Sci. Total Environ.*, 94 : 105-123.

HECKMANN, R., 1983. « Eye fluke (*Diplostomum spathaceum*) of fishes from the upper Salmon River near Obsidian, Idaho », *Great Basin Nat.*, 43(4) : 675-683.

HENDRICKS, M. L., C. H. HOCUTT et J. R. STAUFFER, Jr., 1980. Monitoring of Fish in Lotic Habitats, p. 205-31, dans C. H. Hocutt et J. R. Stauffer, Jr. (eds), *Biological Monitoring of Fish*, Toronto, Lexington Books.

HERMAN, R. L., 1990. The role of infectious agents in fish kills, p. 45-56, dans F. P. Meyer et L. A. Barclay (éd.), *Field manual for the investigation of fish kills*, Washington, D. C., U.S. Fish and Wildlife Service.

HLOHOWSKYJ, C. P., M. M. COBURN et T. M. CAVENDER, 1989. « Comparison of a pharyngeal filtering apparatus in seven species of the herbivorous cyprinid genus, *Hybognathus* (Pisces: Cyprinidae) », *Copeia*, 1989(1) : 172-183.

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.

HOYER, M. V., et D. E. CANFIELD, Jr., 1991. « A phosphorus-fish standing crop relationship for streams? », *Lake and Reserv. Manage.*, 7(1) : 25-32.

HOTELLING, H. et M. R. PABST, 1936. « Rank correlation and tests of significance involving no assumption of normality », *Ann. math. Statist.*, 7 : 29-43.

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.

HUGHES, R. M., P. R. KAUFMANN, A. T. HERLIHY, T. M. KINCAID, L. REYNOLDS et D. P. LARSEN, 1998. « A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 55 : 1618-1631.

HYNES, H. B. N., 1963. *The biology of polluted waters*, Liverpool, Liverpool University Press, 202 p.

JACOBSON, R., P. KAZYAK, A. JANICKI, D. WADE, H. WILSON et R. P. MORGAN, 1992. *Feasibility of using an index of biotic integrity (IBI) approach for synthesizing data from a Maryland biological stream survey*, Rep. prep. by Versar Inc., Columbia, Maryland.

JENKINS R. E. et N. M. BURKHEAD, 1994. *Freshwater fishes of Virginia*, Bethesda, Maryland, American Fisheries Society, 1 079 p.

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

KARR, J. R., 1991. « Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management », *Ecological Application*, 1(1) : 66-84.

KARR, J. R., 1987. « Biological monitoring and environmental assessment: a conceptual framework », *Environ. Manage.*, 11(2) : 249-256.

KARR, J. R., 1981. « Assessment of biotic integrity using fish communities », *Fisheries*, 6(6) : 21-27.

KARR, J. R. et D. R. DUDLEY, 1981. « Ecological perspectives on water quality goals », *Environ. Manage.*, 5(1) : 55-68.

KARR, J. R., R. C. HEIDINGER et E. H. HELMER, 1985. « Effects of chlorine and ammonia from wastewater treatment facilities on biotic integrity », *J. WPCF*, 57(9) : 912-915.

KARR, J. R., K. D. FAUSCH, P. L. ANGERMEIER, P. R. YANT et I. J. SCHLOSSER, 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*, Illinois Natural History Survey Special Publication 5, 28 p.

KARR, J. R., P. R. YANT, K. D. FAUSCH et I. J. SCHLOSSER, 1987. « Spatial and temporal variability of the index of biotic integrity in three midwestern streams », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 116(1) : 1-11.

KHAN, R. A., D. BARKER, R. HOOPER et E. M. LEE, 1992. « Effect of pulp and paper effluent on a marine fish, *Pseudopleuronectes americanus* », *Bull. Environ. Contam. Toxicol.*, 48 : 449-456.

KLEIN, R. D., 1979. « Urbanization and stream quality impairment », *Water Resour. Bull.*, 15(4) : 948-963.

KONDRATIEFF, P. F. et G. M. SIMMONS, Jr., 1982. « Nutrient retention and macroinvertebrate community structure in a small stream receiving sewage effluent », *Arch. Hydrobiol.*, 94(1) : 83-98.

KUEHNE, R. A. et R. W. BARBOUR, 1983. *The American darters*, The University Press of Kentucky, 177 p.

KRUMHOLZ, L. A. et W. L. MINCKLEY, 1964. « Changes in the fish population in the upper Ohio river following temporary pollution abatement », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 93(1) : 1-5.

LA HAYE, M. et M. HUOT, 1995. *Situation du Suceur cuivré (Moxostoma hubbsi) au Québec : espèce susceptible d'être désignée menacée ou vulnérable*, Québec, Le Groupe de Recherche SEEEQ ltée pour le ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 50 p.

LAPIERRE, L., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : contamination du poisson en 1995, section 4, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n°EA-14.

LAPOINTE, M., 1997. *Rapport sur la situation du fouille-roche gris (Percina copelandi) au Québec*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction de la faune et des habitats, 55 p.

LARKIN, P. A. et T. G. NORTHCOTE, 1969. Fish as Indices of Eutrophication, p. 256-73, dans *Eutrophication: Causes, Consequences, Correctives*, Washington, D. C., National Academy of Sciences.

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. Bul.*, 28(2) : 299-382.

LARSEN, D. P., J. M. OMERNICK, R. M. HUGUES, 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 », *Environ. Manage.* 10(6) : 815-828.

LA VIOLETTE, N., 1996. *A comparison of past and present fish associations in the Yamaska River, Québec : a search for ecological responses to sewage treatment*, M.Sc. thesis, Department of Zoology and Institute for Environmental Studies, University of Toronto, Toronto, Ontario, 89 p.

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

LEBART, L., A. MORINEAU et J-P FÉNELON, 1979. *Traitement des données statistiques*, Paris, Dunod, 510 p.

LEE, D. S., C. R. GILBERT, C. H. HOCUTT, R. E. JENKINS, D. E. McALLISTER et J. R. STAUFFER, Jr., 1980. *Atlas of North-American freshwater fishes*, U.S. Fish and Wildlife Service and North Carolina State Museum of Natural History, 854 p.

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

LEGENDRE, P., 1993. « Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? », *Ecology*, 74(6) : 1659-1673.

LEGENDRE, P. et M.-J. FORTIN, 1989. « Spatial pattern and ecological analysis », *Vegetatio*, 80(2) : 107-138.

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

LEGENDRE, V., 1960. « Clef des cyprinidés ou ménés du Québec », *Le Jeune Naturaliste* 9 et 10 : 178-212.

LENAT, D. R. et J. K. CRAWFORD, 1994. « Effects of land use on water quality and aquatic biota of three North Carolina Piedmont streams », *Hydrobiol.*, 294 : 185-199.

LESKO, L. T., S. B. SMITH et M. A. BLOUIN, 1996. « The effect of contaminated sediments on fecundity of the Brown bullhead in three Lake Erie tributaries », *J. Great Lakes Res.*, 22(4) : 830-837.

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.

LOTRICH, V. A., 1973. « Growth, production, and community composition of fishes inhabiting a first-, second-, and third-order stream of eastern Kentucky », *Ecol. Monogr.*, 43(3) : 377-397.

LYONS, J., 1992. *Using the Index of Biotic Integrity (IBI) to measure environmental quality in warmwater streams of Wisconsin, North Central Forest Experiment Station, Forest Service - U.S.*, St-Paul, Minnesota, Department of Agriculture, General technical Report NC-149.

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.

MALY, E.J., 1991. *A report to the town of Brome Lake: Assessing trophic status, pollution levels, with recommendations for the management of Brome Lake*, Montréal, Québec, Department of Biology, Concordia University, 58 p.

MANDRAK, N. E. et W. H. RAMSHAW, 1998. « Status of the eastern silvery minnow, *Hybognathus regius*, in Canada », *Can. Field-Nat.*, 112(1) : 141-146.

MARTEL, N. et Y. RICHARD, 1998. Le bassin de la rivière Chaudière : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Chaudière : état de l'écosystème aquatique — 1996*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980022.

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

McALLISTER, D. E. et B. W. COAD, 1974. « Fishes of Canada's national capital region », *Fish. Res. Board Can. Misc. Spec. Publ.*, 24 : 203 p.

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), 1998a. *Les orientations du ministère de l'Environnement et de la Faune pour 1998-1999 : Deuxième étape vers l'amélioration de notre performance*, Québec, envirodoq n° EN970014, 23 p.

MEF (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE), 1998b. *Changement du nom français des poissons du genre *Moxostoma**, Québec. Lettre du sous-ministre adjoint au Patrimoine faunique et naturel.

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

MENVIQ (MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC), 1988. *Guide technique sur la réalisation des études préliminaires*, Direction de l'assainissement urbain, 15 chap. et 10 annexes.

MIKAELIAN, I. et D. MARTINEAU, 1996. *Maladie des poissons de la rivière Richelieu et de la rivière Yamaska : résultats macroscopiques et histopathologiques*, Saint-Hyacinthe, Québec, 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, Centre Québécois sur la Santé des Animaux Sauvages et Centre Canadien Coopératif de Santé de la Faune (CCCSF), 13 p.

MIKAELIAN, I., Y. DE LAFONTAINE, P. GAGNON, C. MÉNARD, Y. RICHARD, L. PELLETIER, Y. MAILHOT, P. DUMONT, D. MARTINEAU, *Prevalence of naturally occurring lip neoplasms of white suckers (*Catostomus commersoni*) in the St. Lawrence River basin*. En préparation.

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 application of an index of biotic integrity for use in water resource management », *Fisheries*, 13(5) : 12-20.

MINCKLEY, W. L., R. H. GOODYEAR et J. E. CRADDOCK, 1964. « Incidence of aberrant scalation in catostomid fishes from Doe Run, Meade County, Kentucky », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 93(2) : 202-203.

MLCP (MINISTÈRE DU LOISIR, DE LA CHASSE ET DE LA PÊCHE), 1993. *État de la population et exploitation du poulamon atlantique en 1993-94*, Trois-Rivières-Ouest, Québec, Direction régionale Mauricie—Bois-Francs, Service de l'aménagement et de l'exploitation de la faune, 4 p. Non publié.

MONGEAU, J. R., 1984. *Les suceurs, Moxostoma, et les meuniers, Catostomus, de la région de Montréal (Spécimens de plus de 25 cm)*, gouvernement du Québec, ministère du Loisir, de la Chasse et de la Pêche, Direction régionale de Montréal.

MONGEAU, J. R., 1979. *Les poissons du bassin de drainage de la rivière Yamaska, 1963-1975*, Montréal, ministère du Tourisme, de la Chasse et de la Pêche, Service de l'Aménagement et de l'Exploitation de la Faune, 191 p. et 4 annexes.

MONGEAU, J. R., P. DUMONT et L. CLOUTIER, 1992. « La biologie du suceur cuivré (*Moxostoma hubbsi*) comparée à celle de quatre autres espèces de *Moxostoma* (*M. anisurum*, *M. carinatum*, *M. macrolepidotum* et *M. valenciennesi*) », *Can. J. Zool.*, 70 : 1354-1363.

MUZZALL, P. M., R. D. SWEET et C. L. MILEWSKI, 1990. « Occurrence of *Diplostomum* sp. (Trematoda: Diplostomatidae) in Pond-Reared Walleyes from Michigan », *Prog. Fish-Cult.*, 52 : 53-56.

NAKASHIMA, B. S., D. GASCON et W. C. LEGGETT, 1977. « Species diversity of littoral zone fishes along a phosphorus-production gradient in Lake Memphremagog, Quebec-Vermont », *J. Fish. Res. Board Can.*, 34 : 167-170.

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., 1985. « Trends expected in stressed ecosystems », *BioSci.*, 35(7) : 419-422.

OHIO EPA, 1989. *Biological criteria for the protection of aquatic life — Volume III: Standardized biological field sampling and laboratory methods for assessing fish and macroinvertebrate communities*, Columbus, Ohio, Ohio Environmental Protection Agency, Ecological assessment section, Division of water quality planning and assessment.

OHIO EPA, 1988a. *Biological criteria for the protection of aquatic life — Volume I: The role of biological data in water quality assessment*, Columbus, Ohio, Ohio Environmental Protection Agency, Ecological assessment section, Division of water quality planning and assessment.

OHIO EPA, 1988b. *Biological criteria for the protection of aquatic life — Volume II: Users manual for biological field assessment of Ohio surface waters*, Columbus, Ohio, Ohio Environmental Protection Agency, Ecological assessment section, Division of water quality planning and assessment.

OPDQ (OFFICE DE LA PLANIFICATION ET DE DÉVELOPPEMENT DU QUÉBEC), 1972. *Projet d'aménagement des eaux du bassin versant de la Yamaska, rapport de la mission technique de la Yamaska*, Québec, Office de la planification et de développement du Québec, 381 p.

OSBORNE, L.L. et M.J. WILEY, 1992. « Influence of spatial position on the structure of warmwater fish communities », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 49 : 671-681.

OSTRANDER, G. K., R. L. KUEHN, K. D. BERLIN et W. E. HAWKINS, 1995. « Anthropogenic contaminants and fish health along an urban waterway », *Environmental Toxicology and Water Quality : An International Journal*, 10 : 207-215.

PAGE, L. M. et B. M. BURR, 1991. *A field guide to freshwater fishes of North America North of Mexico*, Boston, Houghton Mifflin Company, the Peterson field guide series; 42, 432 p.

PALLER, M. H., 1995. « Relationships among number of fishes sampled, reach length surveyed, and sampling effort in South Carolina coastal plain streams », *N. Am. J. Fish. Manage.*, 15(1) : 110-120.

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.

PALLER, M. H., M. J. M. REICHBERT et J. M. DEAN, 1996. « Use of fish communities to assess environmental impacts in South Carolina plain streams », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 125(5) : 633-644.

PARADIS, A. R. et F. CHAPLEAU, 1994. « Impact de la maladie des points noirs sur la biologie du complexe *Phoxinus* (Cyprinidae) du lac Fortune, Québec », *Can. J. Zool.*, 72 : 1611-1615.

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*, Washington, D. C., U.S. Environmental Protection Agency, Assessment and Watershed Protection Division, EPA/440/4-89/001.

PRATI, L. et Q.B. RICHARDSON, 1971. « Water pollution and self purification study on the Po River below Ferrara », *Water Res.*, 5 : 203-212.

PRIMEAU, S., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : qualité des eaux de 1979-1995, section 2, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

PRIMEAU, S., N. LA VIOLETTE, J. ST-ONGE, D. BERRYMAN et L. LAPIERRE, 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : profil géographique, sources de pollution et interventions d'assainissement, section 1, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

PROVENCHER, M., B. BÉLANGER et H. DUROCHER, 1979. *Caractérisation de la qualité de l'eau de la rivière Yamaska Nord : rapport complémentaire*, Québec, ministère des Richesses naturelles, Service de la qualité des eaux, 127 p.

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 », *Env. Biol. Fish.*, 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.

RANDALL, R. G., J. R. M. KELSO et C. K. MINNS, 1995. « Fish production in freshwaters: Are rivers more productive than lakes? », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 52 : 631-643.

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.

RENAUD, C. B., J. O. NRIAGU et H. K. T. WONG, 1995. « Trace metals in fluid-preserved museum fish specimens », *Sci. Total Environ.*, 159 : 1-7.

REYNOLDS, J. B., 1983. Electrofishing, p. 147-163, dans L.A. Nielsen et D.L. Johnson (eds), *Fisheries Techniques*, Bethesda, Maryland, American Fisheries Society.

RICHARD, Y., 1996. *Le bassin versant de la rivière Saint-François : les communautés ichthyologiques et l'intégrité biotique du milieu*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN960254, rapport n° EA-3, 70 p. et 10 annexes.

RICHARD, Y., 1994. *Les communautés ichthyologiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN940235, rapport n° QE94-1, 153 p. et 12 annexes.

ROBINS, C. R., R. M. BAILEY, C. E. BOND, J. R. BROOKER, E. A. LACHNER, R. N. LEA et W. B. SCOTT, 1991. *Common and scientific names of fishes from the United States and Canada*, 5th ed., American Fisheries Society, Special Publication 20, 183 p.

ROHDE, F. C., R. G. ARNDT, D. G. LINDQUIST et J. F. PARNELL, 1994. *Freshwater fishes of the Carolinas, Virginia, Maryland and Delaware*, The University of North Carolina Press, 222 p.

ROTH, N. E., J. D. ALLAN et D. ERICKSON, 1996. « Landscape influences on stream biotic integrity assessed at multiple spatial scales », *Landscape Ecology*, 11(3) : 141-156.

SAINT-JACQUES, N., 1998. Le bassin de la rivière Richelieu : les communautés ichtyologiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5, dans ministère de l'Environnement et de la Faune (éd.), *Le bassin de la rivière Richelieu : l'état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN980604, rapport n° EA-13.

SAINT-JACQUES, N. et Y. RICHARD. *La qualité de la bande riveraine de la rivière Yamaska et sa mise en relation avec l'intégrité biotique du milieu aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques. En préparation.

ST-ONGE, J., 1999. Le bassin de la rivière Yamaska : les communautés benthiques et l'intégrité biotique du milieu, section 5, dans ministère de l'Environnement (éd.), *Le bassin de la rivière Yamaska : état de l'écosystème aquatique*, Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, envirodoq n° EN990224, rapport n° EA-14.

ST-ONGE, J. et Y. RICHARD, 1994. *Les communautés benthiques du bassin de la rivière L'Assomption et l'intégrité biotique des écosystèmes fluviaux*, Québec, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatique, envirodoq n° EN940241, rapport n° QEN/QE-88/1, 105 p. et 13 annexes.

SANDERS, R. E., R. J. MILTNER, C. O. YODER et E. T. RANKIN, 1998. The use of external deformities, erosions, lesions, and tumors (DELT anomalies) in fish assemblages for characterizing aquatic resources: A case study of seven Ohio streams, dans T. P. Simon (ed.), *Assessing the sustainability and biological integrity of water resources using fish communities*, Ann Arbor, CRC Press/Lewis Publishers.

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., 1991. « Stream fish ecology: a landscape perspective », *BioSci.*, 41(10) : 704-712.

SCHLOSSER, I. J., 1987. A conceptual framework for fish communities in small warmwater streams, p. 17-24, dans W. J. Matthews et D. C. Heins (eds), *Community and evolutionary ecology of North-American stream fishes*, University of Oklahoma Press.

SCOTT, W. B. et E. J. CROSSMAN, 1973. *Freshwater fishes of Canada*, Ottawa, Ontario, Fisheries Research Board of Canada, Bulletin 184, 966 p.

SCOTT, M. C. et L. W. HALL, Jr., 1997. « Fish assemblages as indicators of environmental degradation in Maryland coastal plain streams », *Trans. Am. Fish. Soc.* 126(3):349-360.

SEIDEL, K., 1976. « On the self-purification of natural waters », *Naturwissenschaften*, 63 : 286-291.

SELYE, H., 1950. « Stress and general adaptation syndrome », *Br. Med. J.*, 1 : 1383-1392.

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.

SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000), 1998a. *Fiche 66 : Les Emballages Knowston inc.* Site internet *Les 106 établissements industriels.*, Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune, <http://www.slv2000.qc.ec.gc.ca/slv2000/francais/biblio/centre-docum/protection/liste.htm>.

SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000), 1998b. *Fiche 71 : IBM Canada Ltée.* Site internet *Les 106 établissements industriels.*, Environnement Canada et ministère de l'Environnement et de la Faune, <http://www.slv2000.qc.ec.gc.ca/slv2000/francais/biblio/centre-docum/protection/liste.htm>.

SLV 2000 (SAINT-LAURENT VISION 2000), 1998c. *Évaluation de la toxicité des effluents des stations d'épuration municipales du Québec : rapport d'étape*, ministère de l'Environnement et de la Faune et Environnement Canada, 89 p.

SMITH, C. L., 1985. *The inland fishes of New York state*, New York State Department of Environmental Conservation, 522 p.

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*, Toronto, Ontario, Program Support Section, Program Development Branch, Ontario Ministry of the Environment and Energy, 12 p.

SMITH, R. L., 1996. *Ecology and field biology*, 5th edition, New York, Harper Collins Publishers, 740 p.

SMITH, R. L., 1974. *Ecology and field biology*, 2nd edition, New York, Harper and Row, 850 p.

SMITH, S. B., M. A. BLOUIN et M. J. MAC, 1994. « Ecological comparisons of Lake Erie tributaries with elevated incidence of fish tumors », *J. Great Lakes Res.*, 20(4) : 701-716.

SNIESZKO, S. F., 1974. « The effects of environmental stress on outbreaks of infectious diseases of fishes », *J. Fish Biol.*, 6 : 197-208.

SONSTEGARD, R. A., 1977. « Environmental carcinogenesis studies in fishes of the Great Lakes of North America », *Ann. N.Y. Acad. Sci.*, 298 : 261-269.

SPELLERBERG, I. F., 1991. *Monitoring ecological change*, New York, Cambridge University Press, 334 p.

STEEDMAN, R. J., 1991. « Occurrence and environmental correlates of black spot disease in stream fishes near Toronto, Ontario », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 120 : 494-499.

STEEDMAN, R. J., 1988. « Modification and assessment of an index of biotic integrity to quantify stream quality in southern Ontario », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45(1) : 492-501.

STOREY, R. G. et D. R. COWLEY, 1997. « Recovery of three New Zealand rural streams as they pass through native forest remnants », *Hydrobiol.*, 353 : 63-76.

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.

TRAUTMAN, M. B., 1981. *The Fishes of Ohio*, Revised edition, Ohio, Ohio State University Press, 182 p.

TSAI, C.-F., 1972. « Life history of the eastern johnny darter, *Etheostoma olmstedi* Storer, in cold tailwater and sewage-polluted water », *Trans. Am. Fish. Soc.*, 101(1) : 80-88.

TRIAL, J. G., J. G. STANLEY, M. BATCHELLER, G. GEBHART, O. E. MAUGHAN et P. C. NELSON, 1983. *Habitat suitability information: Blacknose dace*, Washington, D. C., U.S. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, FWS/OBS-82/10.41., 28 p.

UNESCO (UNITED NATIONS EDUCATIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION) et WHO (WORLD HEALTH ORGANIZATION), 1978. *Water quality surveys: a guide for the collection and interpretation of water quality data*, Poole, Dorset, Sydenhams Printers, Studies and reports in Hydrology 23, 350 p.

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.

VLADYKOV, V. D., 1952. « Distribution des lamproies (*Petromyzonidae*) dans la province de Québec », *Naturaliste can.*, 79 : 85-120.

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

WHITTIER, T. R. et E. T. RANKIN, 1992. Regional patterns in three biological indicators of stream condition in Ohio, p. 975-995, dans D. H. McKenzie, D. E. Hyatt et V. J. McDonald (eds), *Ecological indicators, Volume 2*, New York, Elsevier Applied Science.

WHITTIER, T. R., R. M. HUGHES et D. P. LARSEN, 1988. « Correspondence between ecoregions and spatial patterns in stream ecosystems in Oregon », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.*, 45 : 1264-1278.

WHITTIER, T. R., D. P. LARSEN, R. M. HUGHES, C. M. ROHM, A. L. GALLANT et J. M. OMERNIK, 1987. *The Ohio stream regionalization project: a compendium of results*, Corvallis, OR, U.S. EPA - Freshwater Res. Lab, EPA/600/3-87/025.

WUHRMAN, K., 1972. Stream purification, p. 119-151, dans R. Mitchell (ed.), *Water pollution microbiology*, New York, Wiley.

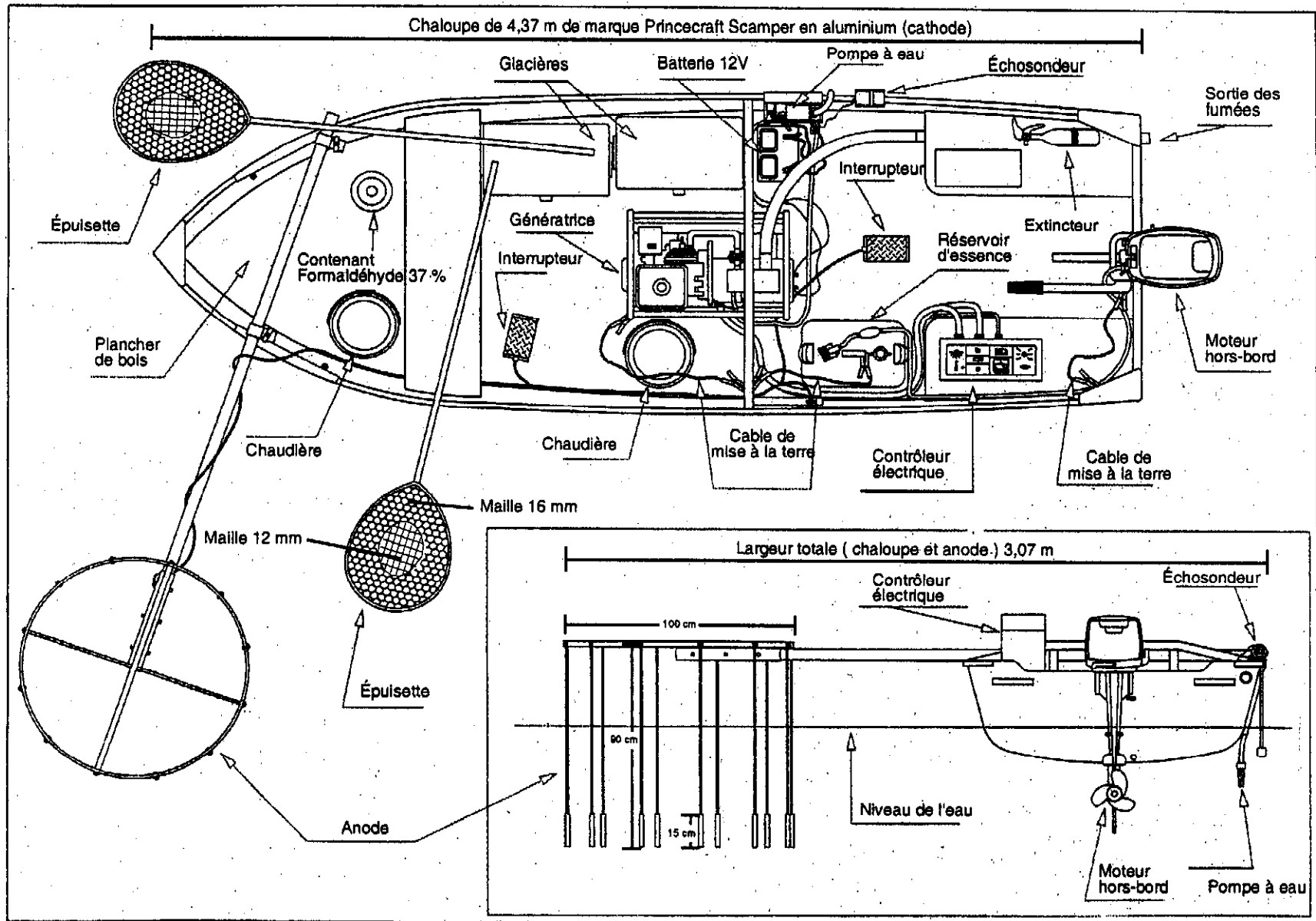
YANT, P. R., J. R. KARR et P. L. ANGERMEIER, 1984. « Stochasticity in stream fish communities: an alternative interpretation », *Am. Nat.*, 124(4) : 573-582.

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

Annexe 1 Localisation des stations et dates de l'échantillonnage ichtyologique

Station [Distance de l'embouchure (km)]	Coordonnées		N° de carte	Effort de pêche (sec)	Longueur de rive ¹ (m)	Méthode	Date
	UTM Est	UTM Nord					
Rivière Yamaska							
159,3	687400	5019600	31 H/7	1617	50	À gué	1995-09-27
135,8	674900	5016300	31 H/7	1073	1000	Bateau	1995-09-06
125,5	667800	5016700	31 H/7	1698	50 (D)	À gué	1995-08-29
107,6	657150	5019350	31 H/7	847	50 (D)	À gué	1995-08-22
95,5	656150	5028750	31 H/6	1078	1000	Bateau	1995-09-05
83,9	657350	5039050	31 H/7	1033	1000	Bateau	1995-08-28
71,5	658000	5050000	31 H/10	1153	1000	Bateau	1995-08-15
55	662300	5063250	31 H/10	1091	1000	Bateau	1995-08-23
41,1	662800	5074650	31 H/15	1163	50 (G)	À gué	1995-08-24
29,4	660500	5082550	31 H/15	1035	1000	Bateau	1995-08-17
15,7	662100	5095700	31 H/15	1048	1000	Bateau	1995-08-14
Rivière Noire (R)							
R 54,5	687500	5055200	31 H/10	746	50 (D)	À gué	1995-09-07
R 35,8	678100	5053750	31 H/10	1013	1000	Bateau	1995-10-05
R 20,2	671800	5041750	31 H/10	1080	1000	Bateau	1995-10-03
R 11,3	666300	5038800	31 H/7	1108	1000	Bateau	1995-10-02
Rivière Yamaska Nord (N)							
N 13	673800	5025150	31 H/7	1608	50	À gué	1995-09-27
N 5,1	670350	5019800	31 H/7	1394	50	À gué	1995-08-29
Rivière Yamaska Sud-Est (S)							
S 15	668900	5012200	31 H/2	1141	1000	Bateau	1995-09-13

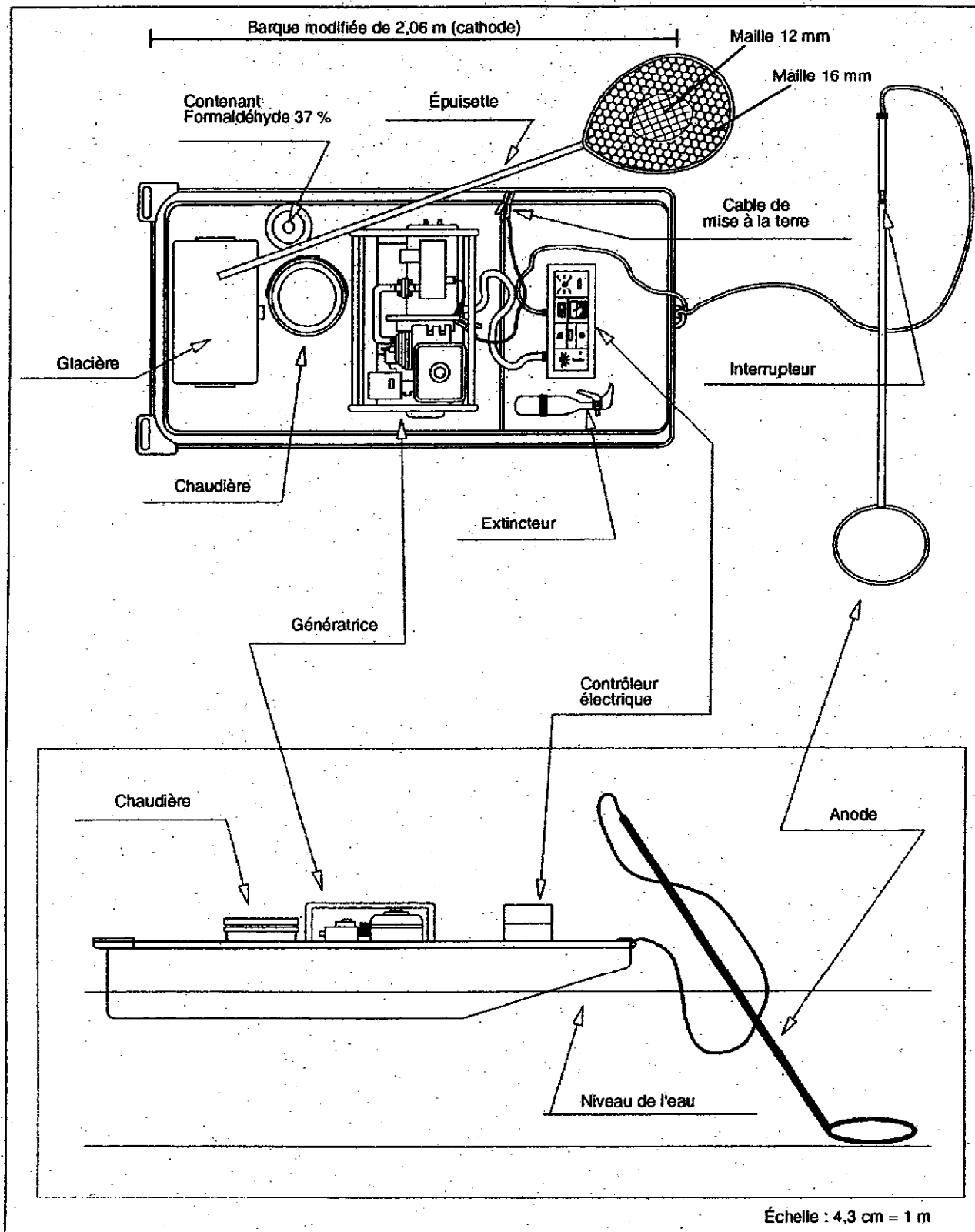
¹ Inclut les deux rives lorsque non spécifié; autrement, G : rive gauche et D : rive droite.



Annexe 2 Schéma de l'embarcation de pêche électrique (1995)

Échelle : 3,9 cm = 1 m

Dessin : Yves Laporte



Annexe 3 Schéma de l'embarcation de pêche électrique à gué (1995)

Dessin : Yves Laporte

Annexe 4 Liste des anomalies externes chez les poissons (adapté de Ohio EPA, 1989)

1. Déformation de la tête, du squelette, des nageoires ou autres parties du corps
2. Érosion des nageoires ou des barbillons
3. Lésions
4. Tumeurs
5. 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
6. Sangsues - infestation grave : six sangsues ou plus attachées au corps ou présence de marques d'attache
7. Champignons
8. Copépodes parasites - infestation grave : six parasites ou plus ou présence de marques d'attache
9. Aveugle - au minimum un œil manquant ou opacité totale d'un œil
10. Pauvre condition - poisson excessivement maigre
11. Parasites externes autres que ceux déjà identifiés
12. Yeux exorbités (*Popeye disease*)
13. Déformation ou enroulement des écailles
14. Autres anomalies

Annexe 5a Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska

Numéro de station	164,3	159,3	145,7	135,8	132,2	125,5	114,6	107,6	98,2	93,5	90,1	83,9	76,5	71,5	59,5	55	50,7	41,1	35,5	29,4	21,2	15,7	9,1
QUELLE À TACHE NOIRE	15	5	23	9	2	-	2	-	20	38	10	24	11	29	-	19	4	-	-	2	-	1	1
<i>Notropis hudsonius</i>	(0,8)	(0,2)	(1,3)	(0,5)	(0,1)	-	(0,1)	-	(1,0)	(2,1)	(0,6)	(1,4)	(0,6)	(1,5)	-	(1,0)	(0,2)	-	-	(0,1)	-	(0,1)	(0,1)
CARPE	-	-	-	-	-	-	8	3	4	2	13	13	2	9	27	10	27	13	1	6	1	3	11
<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	(0,5)	(0,2)	(0,2)	(0,1)	(0,7)	(0,8)	(0,1)	(0,5)	(1,0)	(0,6)	(1,4)	(0,7)	(0,1)	(0,3)	(0,1)	(0,2)	(0,7)
CHEVALIER ROUGE	1	2	30	63	43	10	14	29	32	7	-	17	-	3	30	3	34	16	1	9	1	1	11
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	(0,1)	(0,1)	(1,6)	(3,5)	(2,2)	(0,4)	(0,8)	(2,1)	(1,7)	(0,4)	-	(1,0)	-	(0,2)	(1,1)	(0,2)	(1,7)	(0,8)	(0,1)	(0,5)	(0,1)	(0,1)	(0,7)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	-	-	11	45	80	37	49	38	9	14	-	7	8	16	18	3	7	10	11	5	3	-	2
<i>Micropterus dolomieu</i>	-	-	(0,6)	(2,5)	(4,1)	(1,3)	(2,8)	(2,7)	(0,5)	(0,8)	-	(0,4)	(0,4)	(0,8)	(0,7)	(0,2)	(0,4)	(0,5)	(0,6)	(0,3)	(0,2)	-	(0,1)
DARD-PERCHE	41	25	10	4	9	34	9	5	6	14	-	3	2	14	75	-	2	6	1	4	-	-	2
<i>Percina caprodes</i>	(2,3)	(0,9)	(0,5)	(0,2)	(0,5)	(1,2)	(0,5)	(0,4)	(0,3)	(0,8)	-	(0,2)	(0,1)	(0,7)	(2,8)	-	(0,1)	(0,3)	(0,1)	(0,2)	-	-	(0,1)
CRAPET DE ROCHE	7	1	24	60	32	27	37	5	24	26	7	23	17	38	137	4	91	62	3	1	-	-	-
<i>Ambloplites rupestris</i>	(0,4)	(<0,1)	(1,3)	(3,4)	(1,6)	(1,0)	(2,1)	(0,4)	(1,3)	(1,4)	(0,4)	(1,3)	(0,9)	(2,0)	(5,1)	(0,2)	(4,6)	(3,2)	(0,2)	(0,1)	-	-	-
MÉNÉ BLEU	-	-	-	-	-	1	-	-	18	33	11	11	18	5	-	1	-	1	3	-	-	1	-
<i>Cyprinella spiloptera</i>	-	-	-	-	-	(<0,1)	-	-	(0,9)	(1,8)	(0,6)	(0,6)	(1,0)	(0,3)	-	(0,1)	-	(0,1)	(0,2)	-	-	(0,1)	-
BARBOTTE BRUNE	4	-	3	-	-	-	-	-	1	2	5	-	1	-	-	-	-	-	1	2	-	6	1
<i>Ameiurus nebulosus</i>	(0,2)	-	(0,2)	-	-	-	-	-	(0,1)	(0,1)	(0,3)	-	(0,1)	-	-	-	-	-	(0,1)	(0,1)	-	(0,3)	(0,1)
MÉNÉ PÂLE	5	2	100	409	49	1	11	-	13	23	7	15	9	1	-	-	-	-	-	-	-	-	1
<i>Notropis volucellus</i>	(0,3)	(0,1)	(5,5)	(22,9)	(2,5)	(<0,1)	(0,6)	-	(0,7)	(1,3)	(0,4)	(0,9)	(0,5)	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,1)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	59	6	67	106	166	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	3	-	-	-	-	-
<i>Luxilus cornutus</i>	(3,3)	(0,2)	(3,7)	(5,9)	(8,5)	-	-	-	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,2)	-	-	-	-	-
<i>Notropis rubellus</i>	-	-	18	5	12	34	-	8	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Stizostedion vitreum</i>	-	-	2	3	-	-	9	-	4	-	1	1	-	1	-	2	-	3	3	1	-	4	-
	-	-	(0,1)	(0,2)	-	-	(0,5)	-	(0,2)	-	(0,1)	(0,1)	-	(0,1)	-	(0,1)	-	(0,2)	(0,2)	(0,1)	-	(0,2)	-
DORÉ NOIR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	1	-
<i>Stizostedion canadense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,1)	-	-	-	(0,1)	-	-	(0,1)	-
<i>Hiodon tergisus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	5	1	1	-	-	-
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,3)	(0,1)	(0,1)	-	-	-
MALACHIGAN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	8	-	2	-	27	-
<i>Aplodinotus grunniens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,4)	-	(0,1)	-	(1,7)	-
LOTTE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(<0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimephales promelas</i>	-	7	3	-	-	-	-	-	-	1	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	-	(0,3)	(0,2)	-	-	-	-	-	-	(0,1)	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Semotilus atromaculatus</i>	18	3	-	1	-	-	-	-	-	1	-	1	-	1	-	-	3	-	-	-	-	-	-
	(1,0)	(0,1)	-	(0,1)	-	-	-	-	-	(0,1)	-	(0,1)	-	(<0,1)	-	-	(0,2)	-	-	-	-	-	-
NASEUX DES RAPIDES	58	34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinichthys cataractae</i>	(3,3)	(1,3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Etheostoma flabellare</i>	4	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
	(0,2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GRAND BROCHET	-	-	-	-	-	-	-	2	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	1	-	-	-
<i>Esox lucius</i>	-	-	-	-	-	-	-	(0,1)	(0,1)	-	-	-	-	(0,1)	-	-	-	-	-	(0,1)	-	-	-
<i>Micropterus salmoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,1)
Nombre total	351	181	716	1270	570	175	434	109	532	468	1255	576	431	315	398	152	344	163	112	75	37	42	96
Nombre d'espèces	21	19	21	21	14	15	17	13	17	21	14	20	20	19	15	18	14	16	18	20	13	12	20
PUE totale	19,9	6,7	39,3	71,0	29,1	6,2	24,9	7,7	27,8	26,0	69,2	33,5	23,3	16,4	14,8	8,4	17,4	8,4	5,6	4,3	2,1	2,4	6,0

Annexe 5b Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Noire

Numéro de station	58,9	54,5	46,3	35,8	29,4	20,2	16,6	11,3	3
DARD PERROT									
<i>Percina copelandi</i>									
RASEUX-DE-TERRE GRIS	22	1	-	2	3	3	-	1	1
<i>Etheostoma olmstedii</i>	(1,2)	(0,1)	-	(0,1)	(0,2)	(0,2)	-	(0,1)	(0,1)
VENTRE-POURRI	60	-	124	172	289	56	5	19	83
<i>Pimephales notatus</i>	(3,3)	-	(7,4)	(10,2)	(18,3)	(3,1)	(0,3)	(1,0)	(5,1)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	22	38	8	32	32	26	12	10	32
<i>Micropterus dolomieu</i>	(1,2)	(3,1)	(0,5)	(1,9)	(2,0)	(1,4)	(0,7)	(0,5)	(2,0)
CRAPET DE ROCHE	32	35	32	47	29	24	9	9	22
<i>Ambloplites rupestris</i>	(1,8)	(2,8)	(1,9)	(2,8)	(1,8)	(1,3)	(0,5)	(0,5)	(1,4)
TÊTE ROSE	72	-	36	68	63	6	3	-	-
<i>Notropis rubellus</i>	(4,0)	-	(2,1)	(4,0)	(4,0)	(0,3)	(0,2)	-	-
BARBOTTE BRUNE	-	-	-	27	3	2	1	1	-
<i>Ameiurus nebulosus</i>	-	-	-	(1,6)	(0,2)	(0,1)	(0,1)	(0,1)	-
CHEVALIER BLANC	15	-	26	-	-	4	3	1	14
<i>Moxostoma anisurum</i>	(0,8)	-	(1,5)	-	-	(0,2)	(0,2)	(0,1)	(0,9)
QUEUE À TACHE NOIRE	-	-	-	-	-	15	45	141	4
<i>Notropis hudsonius</i>	-	-	-	-	-	(0,8)	(2,6)	(7,6)	(0,2)
MÉNÉ PAILLE	-	-	-	-	64	16	18	6	2
<i>Notropis stramineus</i>	-	-	-	-	(4,0)	(0,9)	(1,0)	(0,3)	(0,1)
MÉNÉ ÉMERAUDE	-	-	-	-	-	-	-	-	10
<i>Notropis atherinoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,6)
QUITOUCHE	-	-	9	3	4	-	-	-	-
<i>Semotilus corporalis</i>	-	-	(0,5)	(0,2)	(0,3)	-	-	-	-
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	3	1	14	2	47	-	-	-	-
<i>Luxilus cornutus</i>	(0,2)	(0,1)	(0,8)	(0,1)	(3,0)	-	-	-	-
OMISCO	-	-	-	-	-	7	-	-	-
<i>Percopsis omyscomycus</i>	-	-	-	-	-	(0,4)	-	-	-
DARD GRIS	2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Percina copelandi</i>	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-
Nombre total	716	93	634	1 267	2 098	820	590	581	276
Nombre d'espèces	15	8	15	15	16	20	17	17	14
PUE totale	39,4	7,5	37,7	75,0	132,6	45,6	33,6	31,5	17,0

Annexe 5c Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord

Numéro de station	29,7	13	10	5,1
		(0,2)		
TÊTE-DE-BOULE	-	2	-	-
<i>Pimephales promelas</i>	-	(0,1)	-	-
VENTRE-POURRI	69	20	-	210
<i>Pimephales notatus</i>	(3,7)	(0,7)	-	(9,0)
CHATTE DE L'EST	83	17	-	-
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	(4,4)	(0,6)	-	-
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	7	-	1	5
<i>Micropterus salmoides</i>	(0,4)	-	(<0,1)	(0,2)
MEUNIER NOIR	10	121	3	42
<i>Catostomus commersoni</i>	(0,5)	(4,5)	(0,1)	(1,8)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	4	-	-	11
<i>Micropterus dolomieu</i>	(0,2)	-	-	(0,5)
CRAPET DE ROCHE	14	-	-	94
<i>Ambloplites rupestris</i>	(0,7)	-	-	(4,0)
MÉNÉ BLEU	-	-	-	11
<i>Cyprinella spiloptera</i>	-	-	-	(0,5)
CHEVALIER ROUGE	-	-	-	217
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	-	-	-	(9,3)
MÉNÉ PAILLE	-	-	-	2
<i>Notropis stramineus</i>	-	-	-	(0,1)
DARD-PERCHE	-	-	-	45
<i>Percina caprodes</i>	-	-	-	(1,9)
BROCHET MAILLÉ	8	-	-	-
<i>Esox niger</i>	(0,4)	-	-	-
Nombre total	1 538	285	124	922
Nombre d'espèces	12	9	3	18
PUE totale	81,7	10,6	5,5	39,7

Annexe 5d Nombre total de captures et prises par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Sud-Est

Numéro de station	34,8	15	3,9
RASEUX-DE-TERRE GRIS <i>Etheostoma olmstedii</i>	2 (0,1)	1 (0,1)	- -
CRAPET DE ROCHE <i>Ambloplites rupestris</i>	13 (0,6)	2 (0,1)	34 (1,9)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES <i>Luxilus cornutus</i>	1 (<0,1)	13 (0,7)	2 (0,1)
DARD-PERCHE <i>Percina caprodes</i>	51 (2,5)	- -	3 (0,2)
MEUNIER NOIR <i>Catostomus commersoni</i>	- -	106 (5,6)	31 (1,7)
PERCHAUDE <i>Perca flavescens</i>	- -	9 (0,5)	2 (0,1)
LAMPROIE DE L'EST <i>Lampetra appendix</i>	- -	- -	1 (0,1)
CHEVALIER BLANC <i>Moxostoma anisurum</i>	- -	- -	4 (0,2)
CHEVALIER JAUNE <i>Moxostoma valenciennesi</i>	- -	- -	8 (0,4)
Notropis volucellus	- -	- -	46 (2,5)
DARD BARRÉ <i>Etheostoma flabellare</i>	1 (<0,1)	- -	- -
TÊTE-DE-BOULE <i>Pimephales promelas</i>	- -	9 (0,5)	- -
UMBRE DE VASE <i>Umbra limi</i>	- -	1 (0,1)	- -
Nombre total	302	218	334
Nombre d'espèces	11	13	18
PUE totale	14,9	11,5	18,5

Annexe 6a Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska

Numéro de station	164,3	159,3	145,7	135,8	132,2	125,5	114,6	107,6	98,2	95,5	90,1	83,9	76,5	71,5	59,5	55	50,7	41,1	35,5	29,4	21,2	15,7	9,1
QUEUE À TACHE NOIRE	38,4	14,0	84,5	34,0	7,6	-	13,3	-	65,6	109,0	28,2	49,0	26,5	50,0	-	65,0	12,2	-	-	9,1	-	3,5	1,1
<i>Notropis hudsonius</i>	(2,2)	(0,5)	(4,6)	(1,9)	(0,4)	-	(0,8)	-	(3,4)	(6,1)	(1,6)	(2,9)	(1,4)	(2,6)	-	(3,6)	(0,6)	-	-	(0,5)	-	(0,2)	(0,1)
CARPE	-	-	-	-	-	-	11 535,7	124,7	6 800,0	24,6	8 406,6	11 382,1	4 060,0	4 691,0	387,0	29 164,1	3 054,2	273,9	2 500,0	2 571,5	4 280,0	6 056,0	13 365,7
<i>Cyprinus carpio</i>	-	-	-	-	-	-	(661,1)	(8,8)	(355,7)	(1,4)	(463,6)	(661,1)	(219,1)	(244,1)	(14,4)	(1 603,9)	(154,8)	(14,1)	(125,3)	(149,1)	(246,7)	(346,7)	(831,0)
CHEVALIER ROUGE	41,5	5,9	193,7	1 238,2	533,5	633,5	731,7	28 203,2	302,8	50,6	-	82,5	-	7,5	134,8	11,2	273,8	63,1	4,1	342,4	485,5	890,0	447,9
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	(2,4)	(0,2)	(10,6)	(69,2)	(27,2)	(22,4)	(41,9)	(1 997,9)	(15,8)	(2,8)	-	(4,8)	-	(0,4)	(5,0)	(0,6)	(13,9)	(3,3)	(0,2)	(19,9)	(28,0)	(51,0)	(27,9)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE	-	-	512,7	501,3	2 443,2	916,1	2 176,7	493,2	643,7	604,5	-	99,0	221,1	960,0	1 059,8	30,6	281,5	534,8	115,7	89,1	805,0	-	86,0
<i>Micropterus dolomieu</i>	-	-	(28,2)	(28,0)	(124,7)	(32,4)	(124,7)	(34,9)	(33,7)	(33,7)	-	(5,8)	(11,9)	(50,0)	(39,4)	(1,7)	(14,3)	(27,6)	(5,8)	(5,2)	(46,4)	-	(5,4)
DARD-PERCHE	351,6	85,3	44,9	49,5	102,6	216,1	46,1	82,7	14,2	55,1	-	6,3	12,2	50,8	429,8	-	14,2	36,9	2,1	7,2	-	-	10,2
<i>Percina caprodes</i>	(19,9)	(3,2)	(2,5)	(2,8)	(5,2)	(7,6)	(2,6)	(5,9)	(0,7)	(3,1)	-	(0,4)	(0,7)	(2,6)	(16,0)	-	(0,7)	(1,9)	(0,1)	(0,4)	-	-	(0,6)
CRAPET DE ROCHE	158,4	0,9	291,8	674,5	712,4	1 086,4	1 053,2	10,3	415,8	445,4	11,2	211,3	379,1	1 156,0	354,0	9,9	243,5	382,5	8,0	1,5	-	-	-
<i>Ambloplites rupestris</i>	(9,0)	(<0,1)	(16,0)	(37,7)	(36,4)	(38,4)	(60,4)	(0,7)	(21,8)	(24,8)	(0,6)	(12,3)	(20,5)	(60,2)	(13,2)	(0,5)	(12,3)	(19,7)	(0,4)	(0,1)	-	-	-
MÉNÉ BLEU	-	-	-	-	-	0,8	-	-	6,3	55,2	11,0	22,0	17,2	17,8	-	0,2	-	0,2	2,4	-	-	0,3	-
<i>Cyprinella spiloptera</i>	-	-	-	-	-	(<0,1)	-	-	(0,3)	(3,1)	(0,6)	(1,3)	(0,9)	(0,9)	-	(<0,1)	-	(<0,1)	(0,1)	-	-	(<0,1)	-
BARBOTTE BRUNE	148,6	-	55,6	-	-	-	-	-	83,9	5,9	11,9	-	195,0	-	-	-	-	-	251,1	247,9	-	582,3	1,7
<i>Ameiurus nebulosus</i>	(8,4)	-	(3,1)	-	-	-	-	-	(4,7)	(0,3)	(0,7)	-	(10,2)	-	-	-	-	-	(12,6)	(14,4)	-	(33,3)	(0,1)
MÉNÉ PÂLE	6,8	2,2	62,7	331,0	31,1	1,4	17,7	-	144,1	27,9	6,0	20,3	11,6	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	0,1
<i>Notropis volucellus</i>	(0,4)	(0,1)	(3,5)	(18,5)	(1,6)	(0,1)	(1,0)	-	(7,5)	(1,6)	(0,3)	(1,2)	(0,6)	(<0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	(<0,1)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES	1 011,1	9,1	133,0	220,6	171,7	-	-	-	0,7	-	-	-	-	-	-	-	-	1,1	-	-	-	-	-
<i>Lucius cornutus</i>	(57,3)	(0,3)	(7,3)	(12,3)	(8,8)	-	-	-	(<0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,1)	-	-	-	-	-
TÊTE ROSE	-	-	5,2	6,1	6,5	44,9	-	16,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Notropis rubellus</i>	-	-	(0,3)	(0,3)	(0,3)	(1,6)	-	(1,2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DORÉ	-	-	1 088,5	873,4	-	-	4 903,7	-	551,0	-	41,5	368,5	-	-	45,0	-	-	406,6	669,3	515,2	-	59,7	-
<i>Stizostedion vitreum</i>	-	-	(59,8)	(48,8)	-	-	(281,0)	-	(30,7)	-	(2,4)	(19,9)	-	-	(2,5)	-	-	(20,4)	(38,8)	(29,7)	-	(3,7)	-
DORÉ NOIR	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	399,8	-	-	-	-	519,7	-	287,8	-
<i>Stizostedion canadense</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(22,0)	-	-	-	-	(30,1)	-	(17,9)	-
LAQUAICHE ARGENTÉE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	45,7	9,8	6,2	-	-
<i>Hiodon tergisus</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(2,3)	(0,6)	(0,4)	-	-
MALACHIGAN	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	183,7	-	14,5	-	112,9
<i>Aplodinotus grunniens</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(9,2)	-	(0,8)	-	(7,0)
LOTTE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	93,2	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Lota lota</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(3,5)	-	-	-	-	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE	-	6,7	5,2	-	-	-	-	-	-	2,7	1,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Pimephales promelas</i>	-	(0,3)	(0,3)	-	-	-	-	-	-	(0,2)	(0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
MULET À CORNES	183,5	29,7	-	18,0	-	-	-	-	-	1,5	-	5,4	-	3,8	-	-	-	9,5	-	-	-	-	-
<i>Semotilus atromaculatus</i>	(10,4)	(1,1)	-	(1,0)	-	-	-	-	-	(0,1)	-	(0,3)	-	(0,1)	-	-	-	(0,5)	-	-	-	-	-
NASEUK DES RAPIDES	220,7	58,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Rhinichthys cataractae</i>	(12,5)	(2,2)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
DARD BARRÉ	5,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
<i>Etheostoma flabellare</i>	(0,3)	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
GRAND BROCHET	-	-	-	-	-	-	2 850,0	600,0	-	-	-	-	760,0	-	-	-	-	-	600,0	-	-	-	-
<i>Esoc lucius</i>	-	-	-	-	-	-	(149,1)	(33,4)	-	-	-	-	(39,6)	-	-	-	-	-	(30,1)	-	-	-	-
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	4,1
<i>Micropterus salmoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	(0,3)
Biomasse totale	4 394,8	419,6	14 706,2	10 644,2	9 858,2	4 531,9	36 362,3	40 207,5	13 665,9	6 660,4	9 889,8	17 112,7	6 106,8	10 189,0	2 942,6	30 187,0	4 262,3	1 423,3	4 641,8	4 642,8	7 295,9	7 700,2	17 650,8
BUÉ totale	249,0	15,6	808,1	595,2	503,0	160,2	2 083,8	2 848,2	714,9	370,7	545,4	994,0	329,5	530,2	109,5	1 660,1	216,0	73,4	232,7	269,2	420,5	440,9	1 097,5

Annexe 6b Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Noire

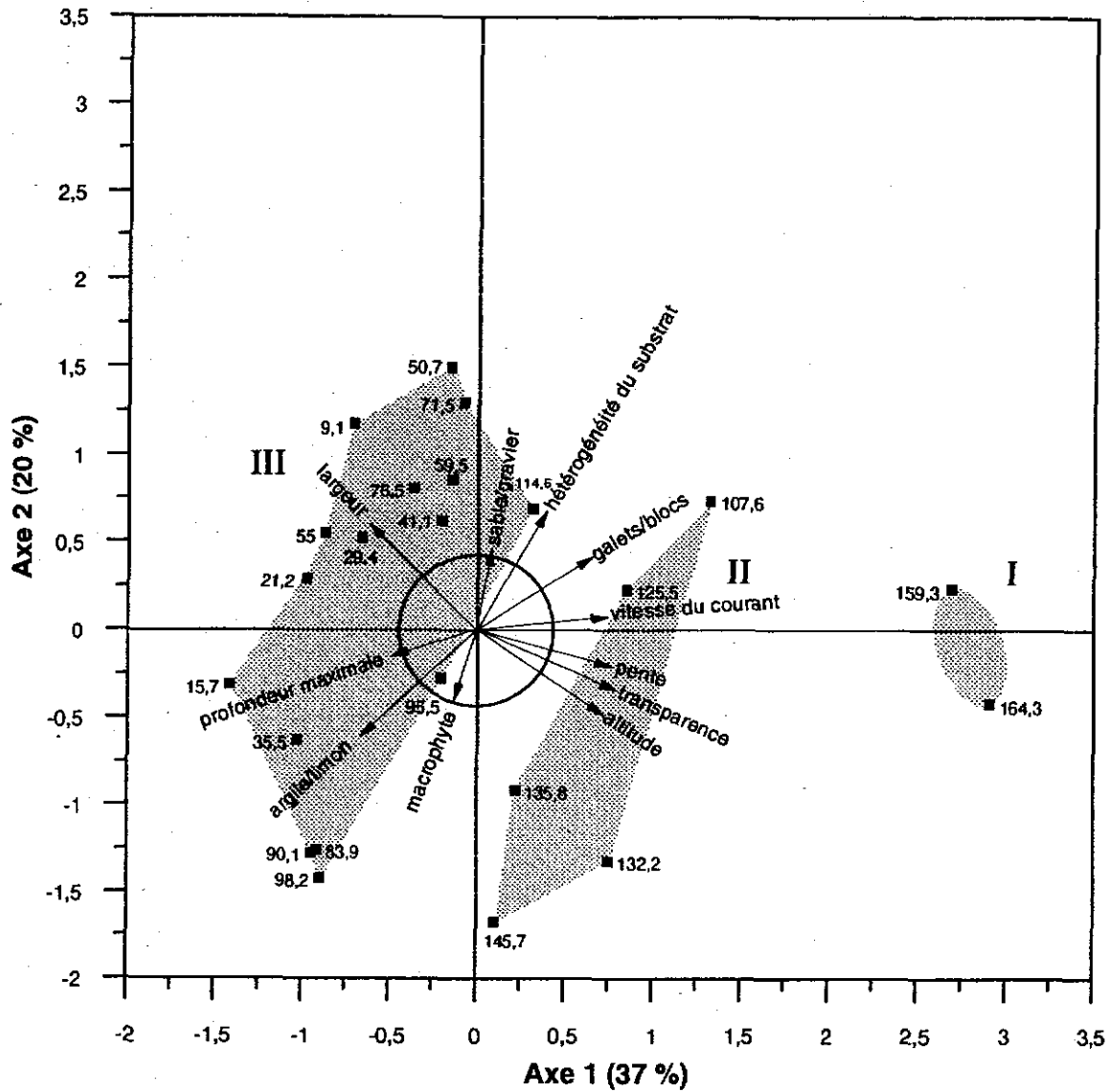
Numéro de station	58,9	54,5	46,3	35,8	29,4	20,2	16,6	11,3	3
DARD GRIS									
RASEUX-DE-TERRE GRIS	31,1	1,4	-	1,5	3,2	4,2	-	0,7	1,2
<i>Etheostoma olmstedii</i>	(1,7)	(<0,1)	-	(<0,1)	(<0,1)	(<0,1)	-	(<0,1)	(<0,1)
VENTRE-POURRI									
<i>Pimephales notatus</i>	45,9	-	171,9	456,0	601,6	70,2	4,3	26,1	132,8
	(2,5)	-	(10,2)	(27,0)	(38,0)	(3,9)	(<0,1)	(1,4)	(8,2)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE									
<i>Micropterus dolomieu</i>	737,1	272,7	98,7	306,4	282,9	651,8	304,6	437,8	465,1
	(40,5)	(21,9)	(5,9)	(18,2)	(17,9)	(36,2)	(17,3)	(23,7)	(28,6)
CRAPET DE ROCHE									
<i>Ambloplites rupestris</i>	437,9	1 286,5	684,7	126,0	104,1	582,9	113,6	272,3	359,5
	(24,1)	(103,5)	(40,7)	(7,5)	(6,6)	(32,4)	(6,5)	(14,8)	(22,1)
TÊTE ROSE									
<i>Notropis rubellus</i>	24,1	-	38,8	76,8	124,5	11,0	4,4	-	-
	(1,3)	-	(2,3)	(4,6)	(7,9)	(0,6)	(<0,1)	-	-
BARBOTTE BRUNE									
<i>Ameiurus nebulosus</i>	-	-	-	198,8	214,4	703,5	284,5	4,0	-
	-	-	-	(11,8)	(13,6)	(39,1)	(16,2)	(<0,1)	-
CHEVALIER BLANC									
<i>Moxostoma anisurum</i>	55,9	-	191,5	-	-	2 279,4	2 700,0	799,6	3 733,2
	(3,1)	-	(11,4)	-	-	(126,6)	(153,6)	(43,3)	(229,7)
QUEUE À TACHE NOIRE									
<i>Notropis hudsonius</i>	-	-	-	-	-	31,6	132,2	320,3	5,6
	-	-	-	-	-	(1,8)	(7,5)	(17,3)	(<0,1)
MÉNÉ PAILLE									
<i>Notropis stramineus</i>	-	-	-	-	95,2	15,7	5,8	4,8	2,9
	-	-	-	-	(6,0)	(0,9)	(<0,1)	(<0,1)	(<0,1)
MÉNÉ ÉMERAUDE									
<i>Notropis atherinoides</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	27,6
	-	-	-	-	-	-	-	-	(1,7)
OUITOUCHE									
<i>Semotilus corporalis</i>	-	-	16,5	11,8	7,0	-	-	-	-
	-	-	(1,0)	(0,7)	(<0,1)	-	-	-	-
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES									
<i>Luxilus cornutus</i>	6,0	23,0	22,3	1,7	100,0	-	-	-	-
	(<0,1)	(1,9)	(1,3)	(<0,1)	(6,3)	-	-	-	-
OMISCO									
<i>Percopsis omyscomys</i>	-	-	-	-	-	28,4	-	-	-
	-	-	-	-	-	(1,6)	-	-	-
DARD GRIS									
<i>Percina copelandi</i>	4,7	-	-	-	-	-	-	-	-
	(<0,1)	-	-	-	-	-	-	-	-
Biomasse totale	7 156,1	1 775,7	5 708,8	6 859,2	8 297,5	9 561,8	12 107,3	12 853,2	9 478,9
BUE totale	393,6	142,8	339,5	406,3	524,6	531,2	688,6	696,0	583,3

Annexe 6c Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord

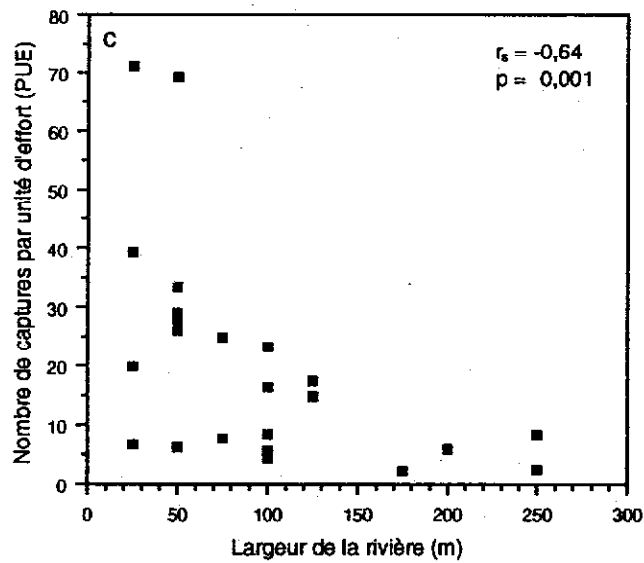
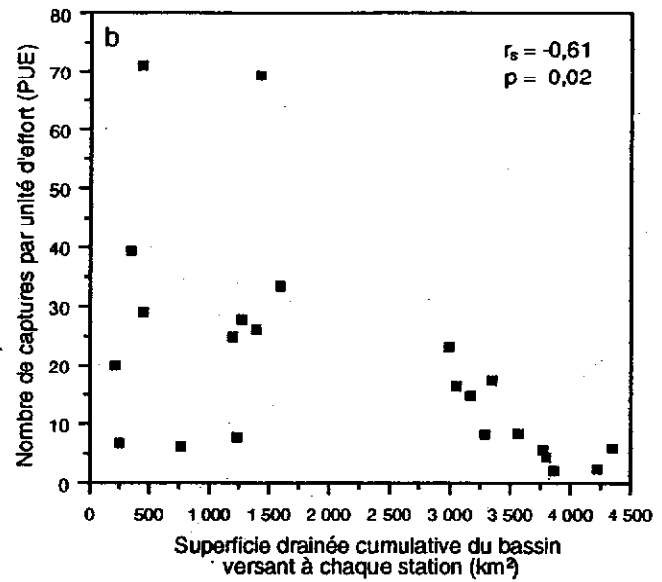
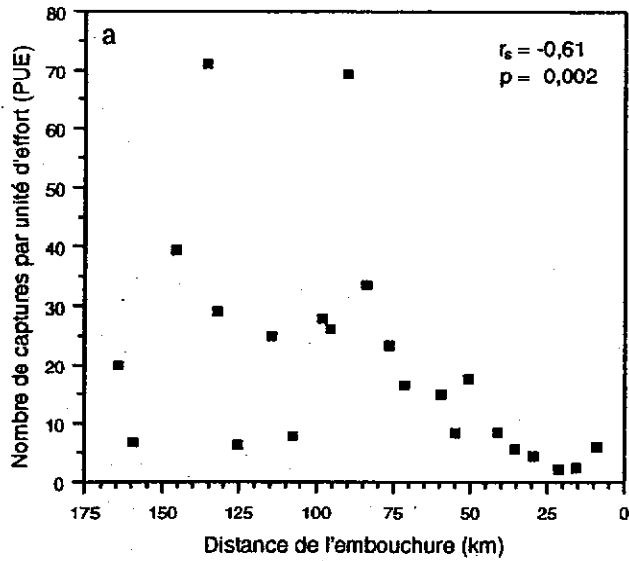
Numéro de station	29,7	13	10	5,1
BARBIENNE JAUNE				
<i>Ameletus barbipes</i>	-	-	-	-
TÊTE-DE-BOULE				
<i>Pimephales promelas</i>	-	10,5 (<0,1)	-	-
VENTRE-POURRI				
<i>Pimephales notatus</i>	95,7 (5,1)	40,7 (1,5)	-	154,6 (6,7)
CHATTE DE L'EST				
<i>Notemigonus crysoleucas</i>	88,8 (4,7)	20,0 (0,8)	-	-
ACHIGAN À GRANDE BOUCHE				
<i>Micropterus salmoides</i>	126,1 (6,7)	-	38,5 (1,7)	62,5 (2,7)
MEUNIER NOIR				
<i>Catostomus commersoni</i>	438,2 (23,3)	7 754,5 (289,4)	925,5 (40,7)	406,1 (17,5)
ACHIGAN À PETITE BOUCHE				
<i>Micropterus dolomieu</i>	31,8 (1,7)	-	-	148,2 (6,4)
CRAPET DE ROCHE				
<i>Ambloplites rupestris</i>	440,0 (23,4)	-	-	642,8 (27,7)
MÉNÉ BLEU				
<i>Cyprinella spiloptera</i>	-	-	-	3,7 (<0,1)
CHEVALIER ROUGE				
<i>Moxostoma macrolepidotum</i>	-	-	-	530,4 (22,8)
MÉNÉ PAILLE				
<i>Notropis stramineus</i>	-	-	-	0,8 (<0,1)
DARD-PERCHE				
<i>Percina caprodes</i>	-	-	-	183,9 (7,9)
BROCHET MAILLÉ				
<i>Esox niger</i>	1 950,0 (103,6)	-	-	-
Biomasse totale	9 403,5	9 434,2	1 264,9	3 051,1
BUE totale	499,7	352,0	55,6	131,3

Annexe 6d Biomasse totale (g) et biomasse prélevée par unité d'effort () des différentes espèces de poisson de la rivière Yamaska Sud-Est

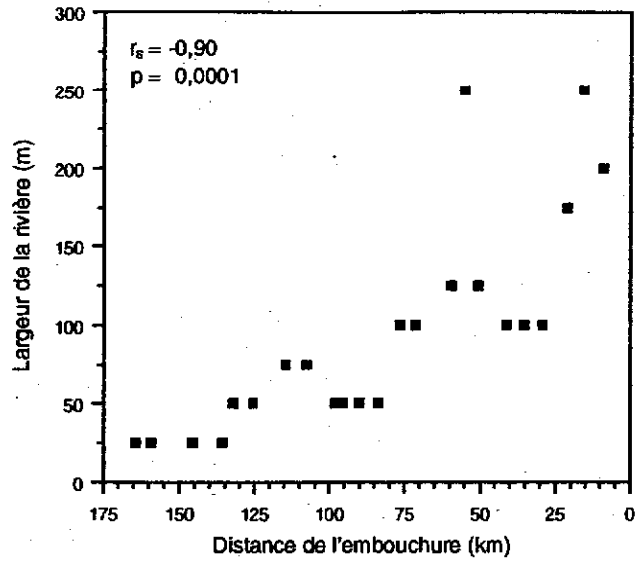
Numéro de station	34,8	15	3,9
RASEUX-DE-TERRE GRIS <i>Etheostoma olmstedii</i>	2,5 (<0,1)	2,7 (<0,1)	- -
CRAPET DE ROCHE <i>Ambloplites rupestris</i>	114,9 (5,7)	86,6 (4,6)	1 470,0 (81,4)
MÉNÉ À NAGEOIRES ROUGES <i>Luxilus cornutus</i>	15,8 (0,8)	100,9 (5,3)	3,3 (<0,1)
DARD-PERCHE <i>Percina caprodes</i>	227,0 (11,2)	- -	20,9 (1,2)
MEUNIER NOIR <i>Catostomus commersoni</i>	- -	6 346,0 (333,7)	5 500,0 (304,7)
PERCHAUDE <i>Perca flavescens</i>	- -	530,8 (27,9)	211,4 (11,7)
LAMPROIE DE L'EST <i>Lampetra appendix</i>	- -	- -	835,0 (46,3)
CHEVALIER BLANC <i>Moxostoma anisurum</i>	- -	- -	345,5 (19,1)
CHEVALIER JAUNE <i>Moxostoma valenciennesi</i>	- -	- -	2 527,1 (140,0)
MÉNÉ PÂLE <i>Notropis volucellus</i>	- -	- -	76,8 (4,3)
DARD BARRÉ <i>Etheostoma flabellare</i>	0,4 (<0,1)	- -	- -
TÊTE-DE-BOULE <i>Pimephales promelas</i>	145,5 (7,2)	- -	583,0 (32,3)
UMBRE DE VASE <i>Umbra limi</i>	- -	13,5 (0,7)	- -
Biomasse totale	1 357,6	31 904,0	31 262,8
BUE totale	66,8	1 677,7	1 732,0



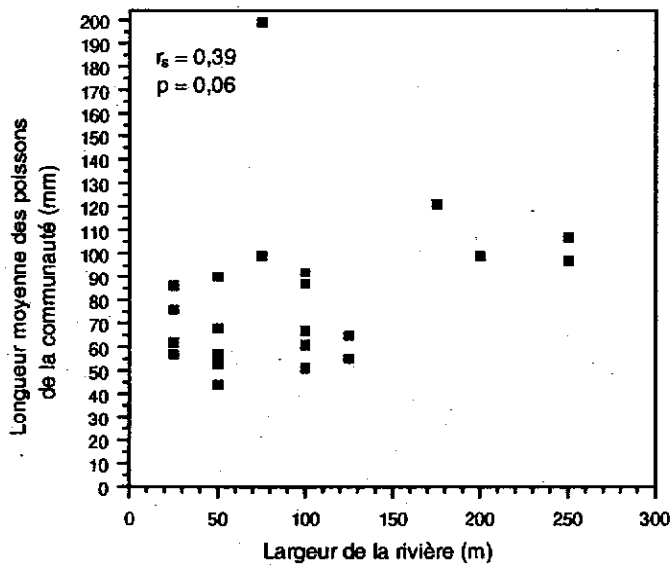
Annexe 7 Ordination des stations de la rivière Yamaska dans l'espace réduit des deux premières composantes principales, cercle de contribution équilibrée des caractéristiques des habitats ichthyologiques et superposition de l'analyse de groupement (I, II et III)



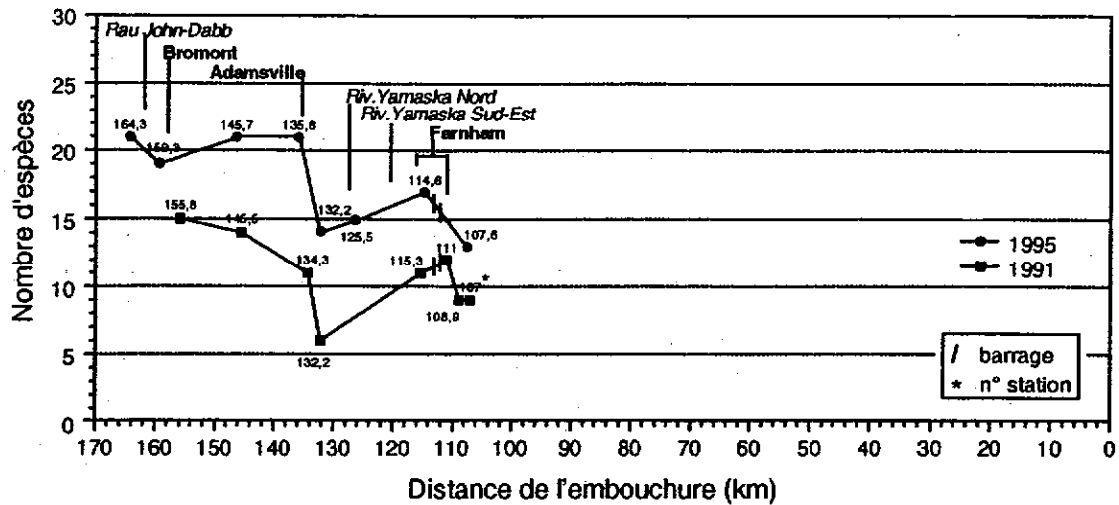
Annexe 8 Relation entre la densité ichthyologique (PUE) dans la rivière Yamaska et : (a) la distance de l'embouchure; (b) la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station; (c) la largeur de la rivière



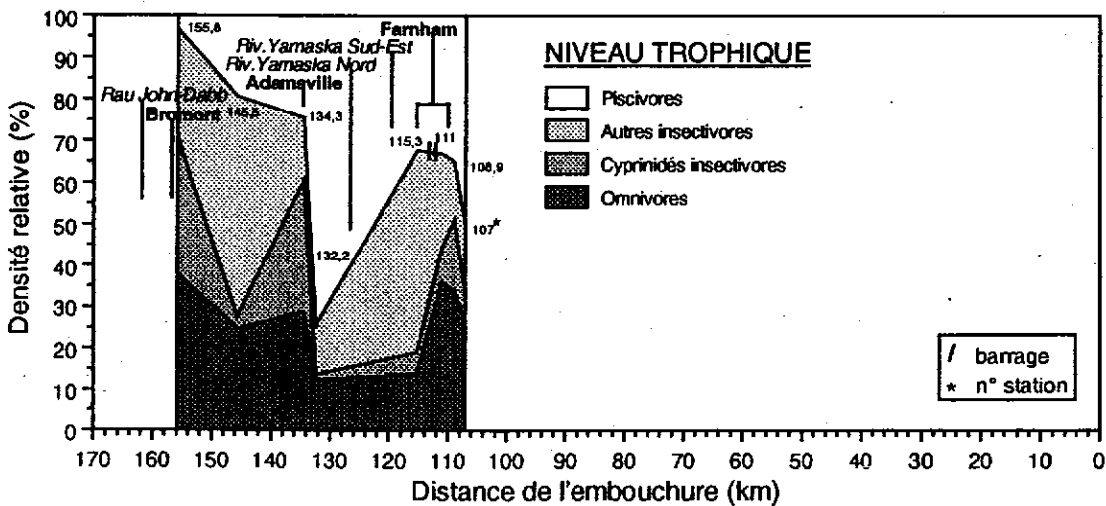
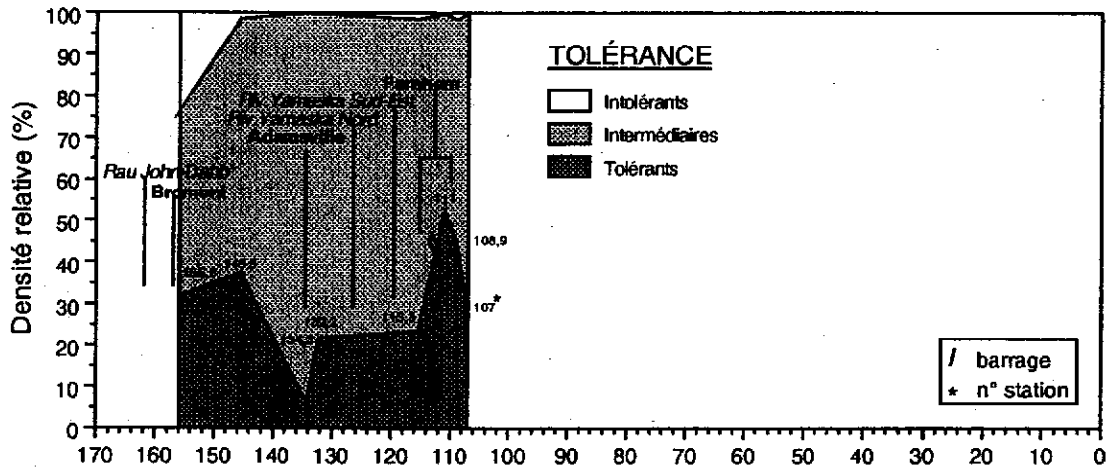
Annexe 9 Relation entre la largeur de la rivière Yamaska et la distance mesurée à partir de son embouchure



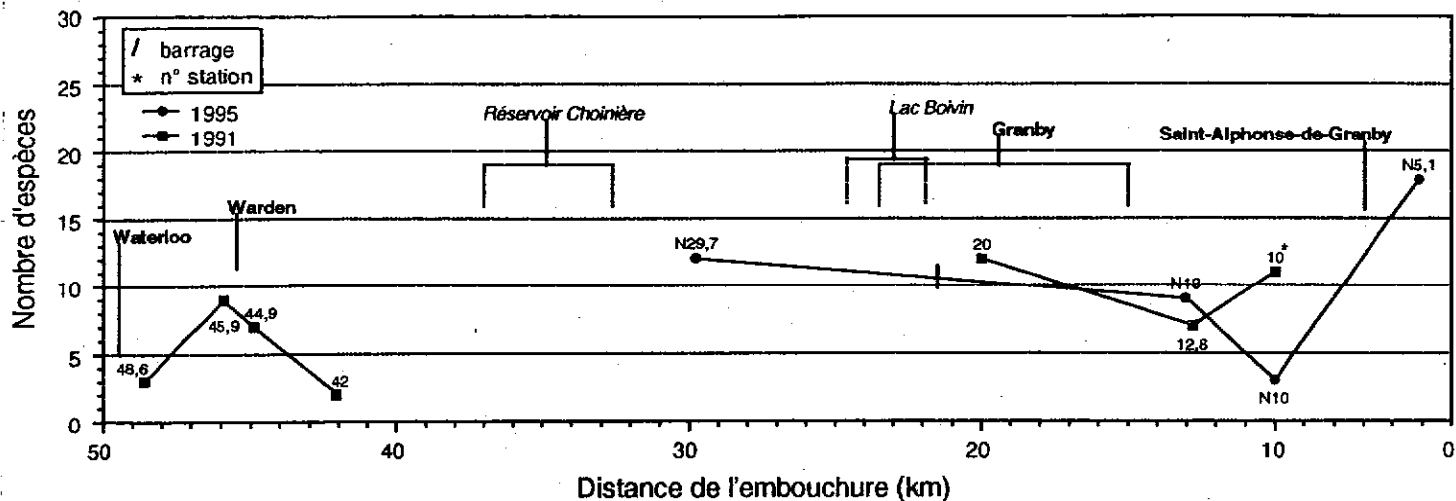
Annexe 10 Relation entre la longueur moyenne des poissons de la communauté et la largeur de la rivière Yamaska



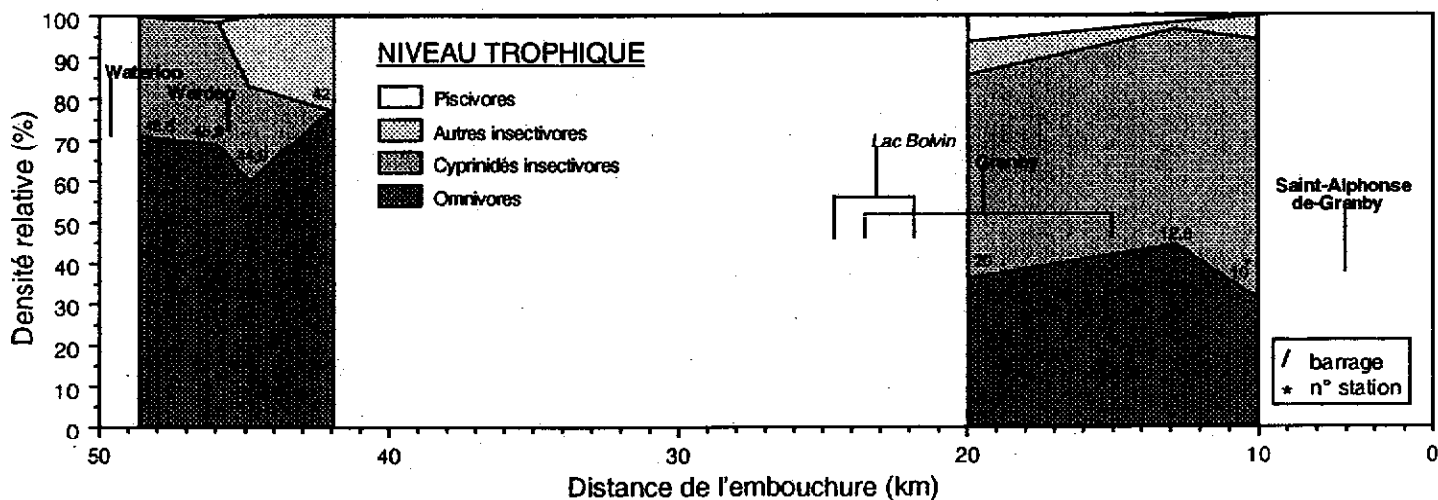
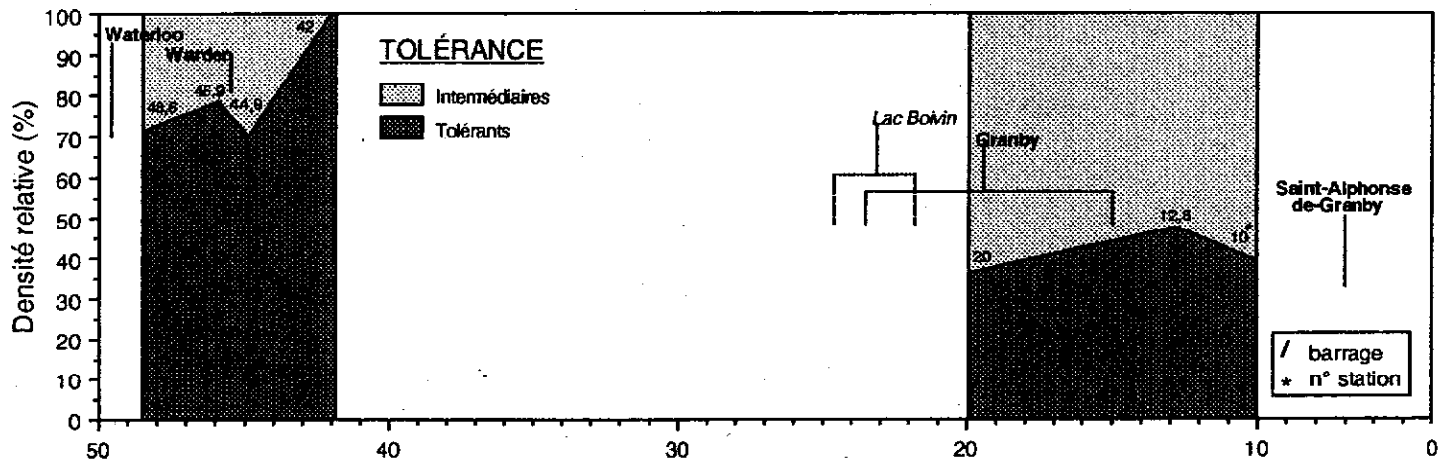
Annexe 11a Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Yamaska pour les années 1991 (d'après La Violette, 1996) et 1995 (cette étude)



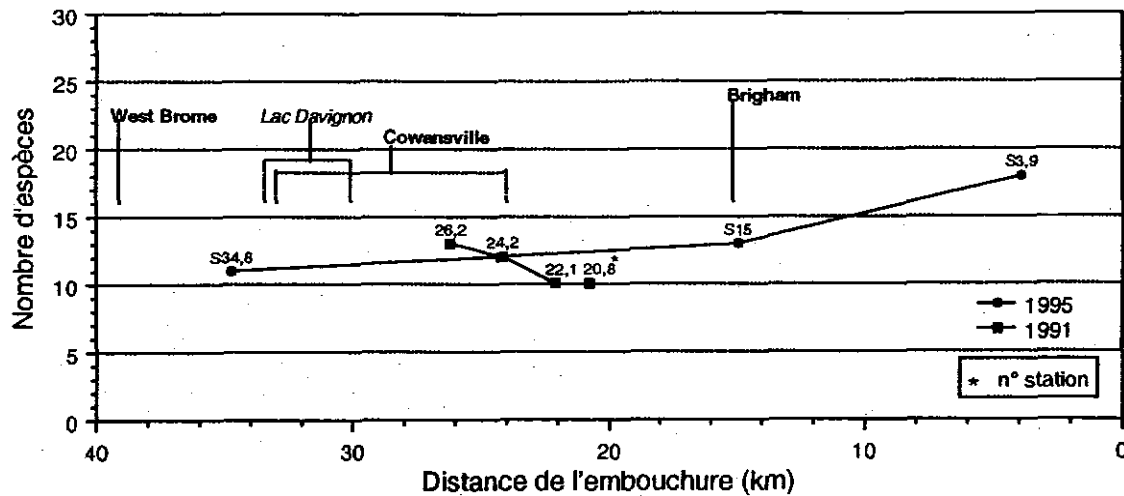
Annexe 11b Variation de la densité relative des poissons de la rivière Yamaska (1991) en fonction de leur tolérance à la pollution et de leur niveau trophique (d'après La Violette, 1996)



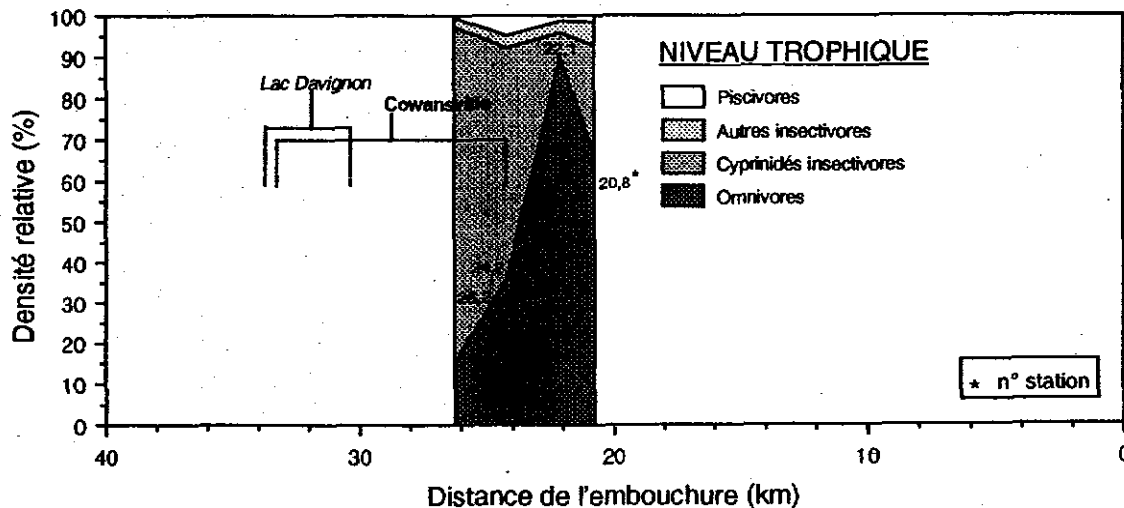
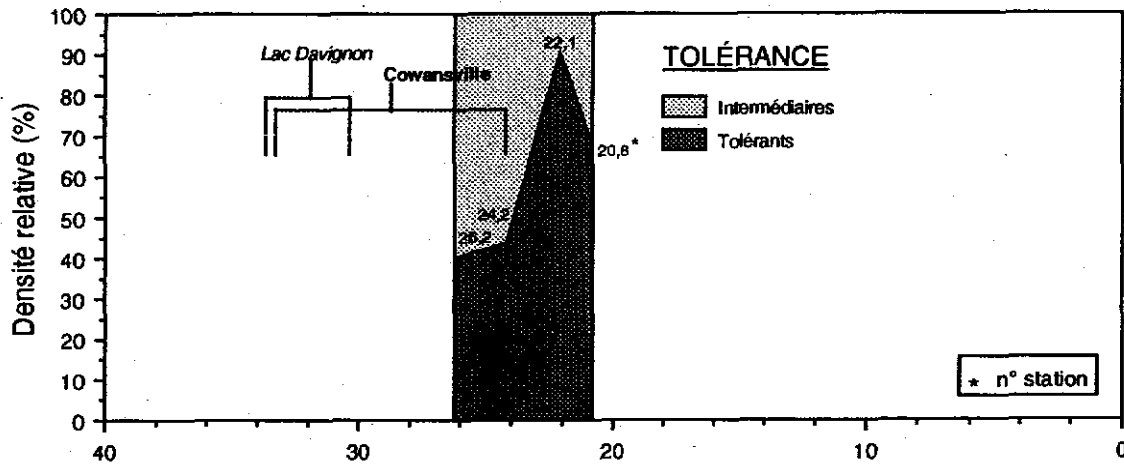
Annexe 11c Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Yamaska Nord pour les années 1991 (d'après La Violette, 1996) et 1995 (cette étude)



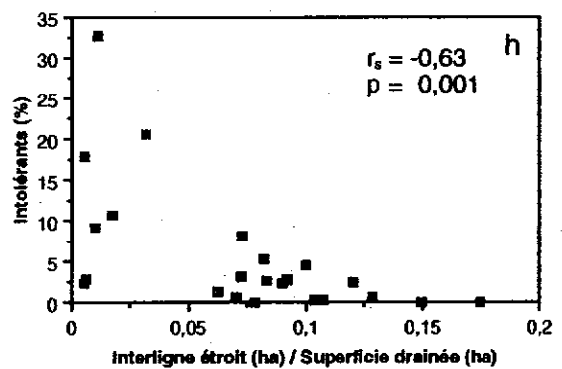
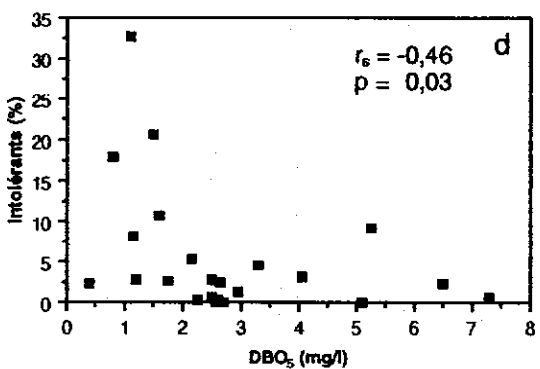
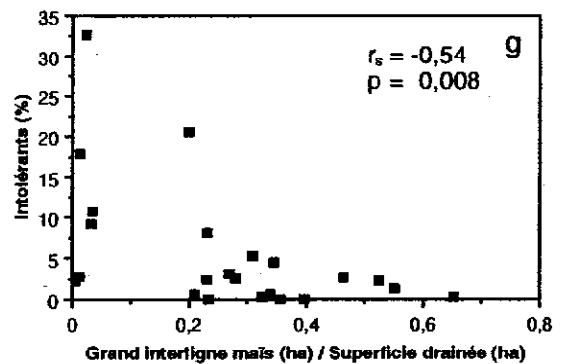
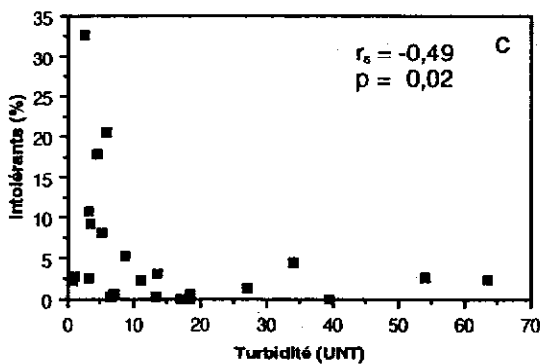
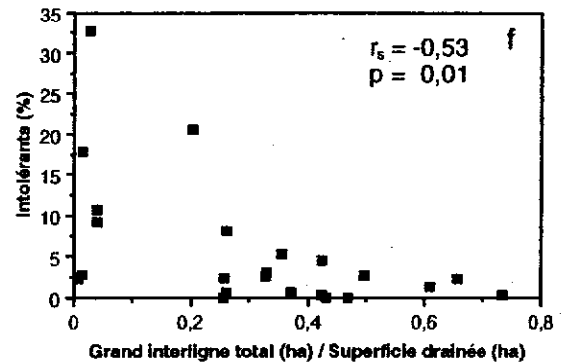
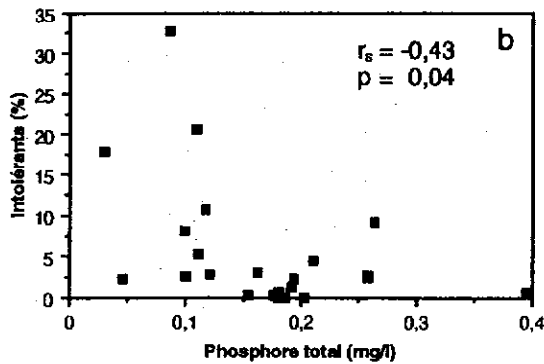
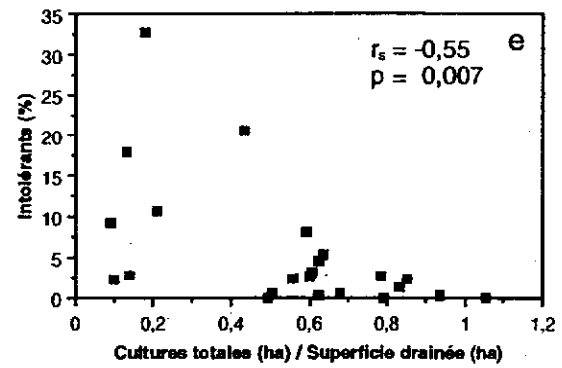
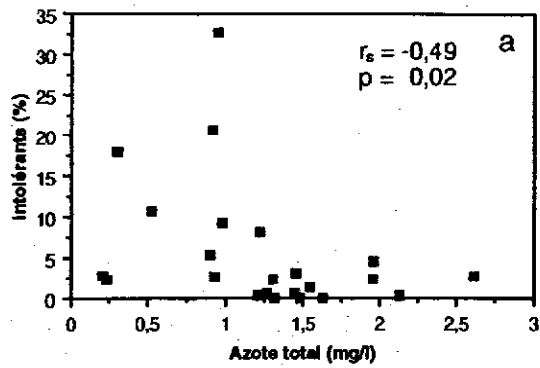
Annexe 11d Variation de la densité relative des poissons de la rivière Yamaska Nord en 1991 en fonction de leur tolérance à la pollution et de leur niveau trophique (d'après La Violette, 1996)



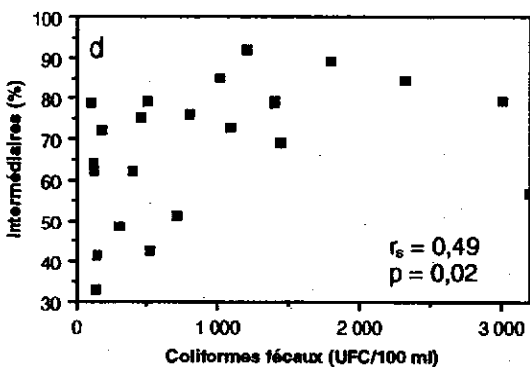
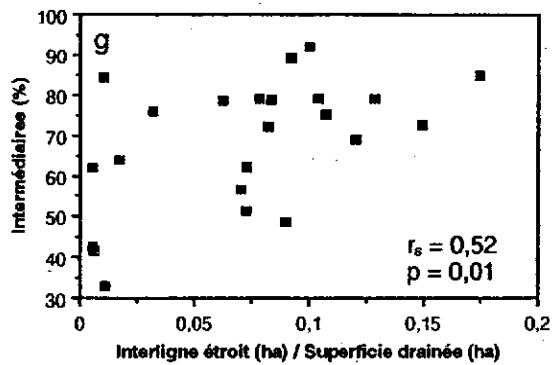
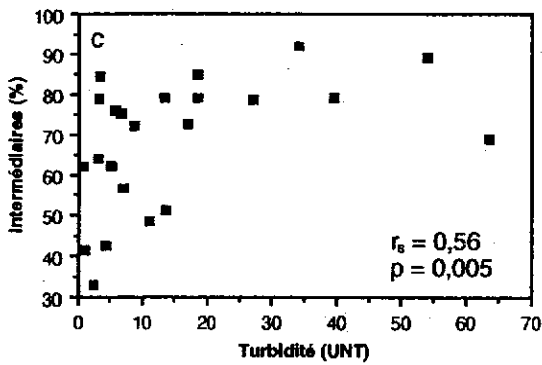
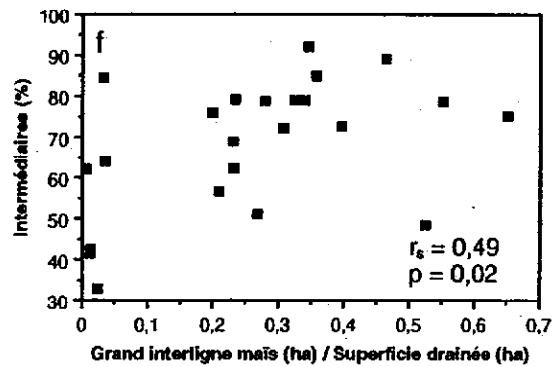
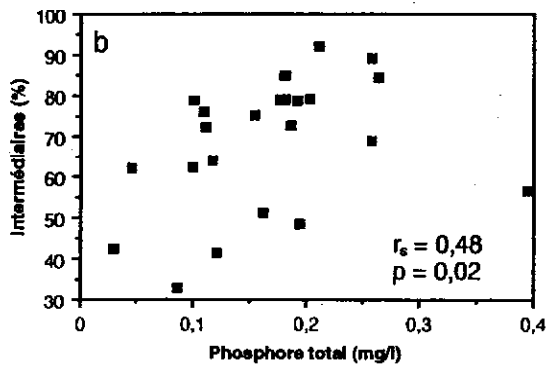
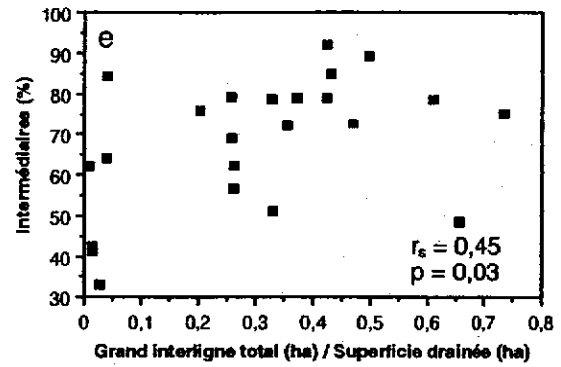
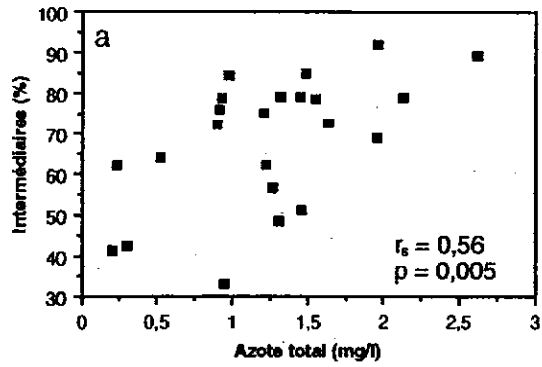
Annexe 11e Variation spatiale du nombre d'espèces de poisson de la rivière Yamaska Sud-Est pour les années 1991 (d'après La Violette, 1996) et 1995 (cette étude)



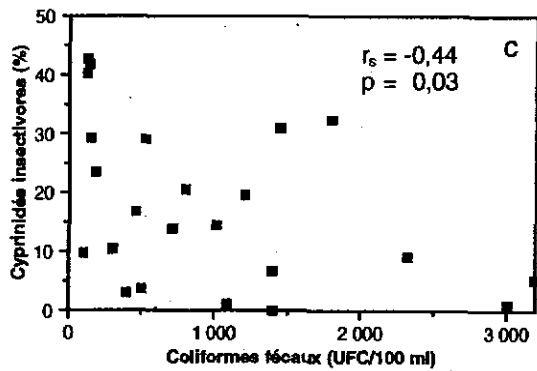
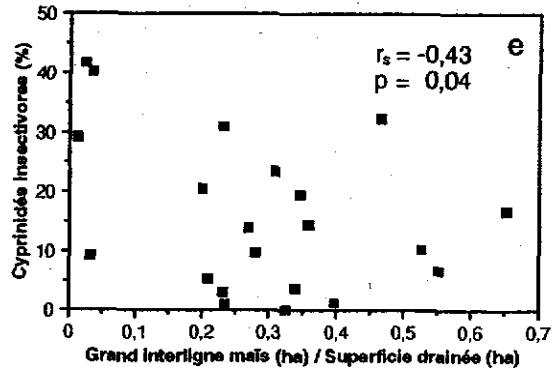
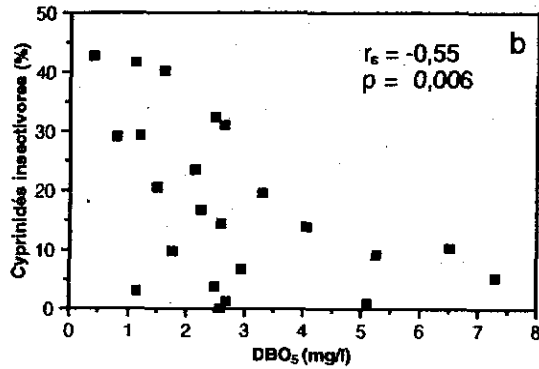
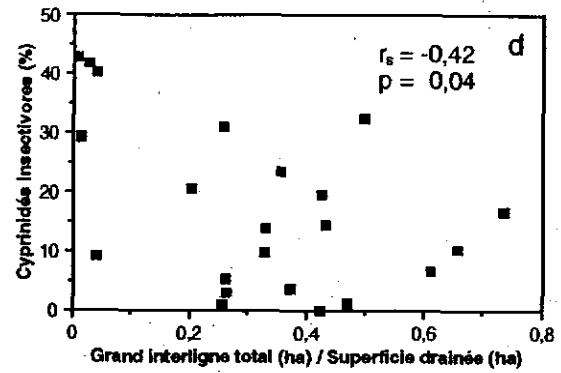
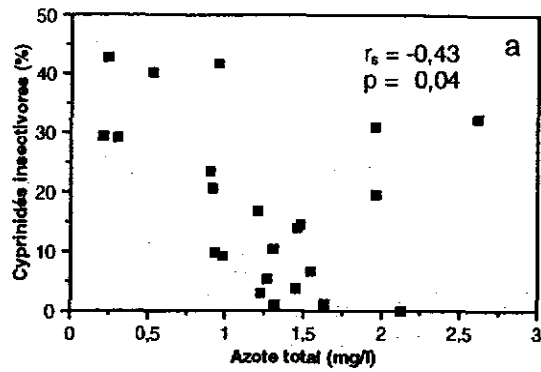
Annexe 11f Variation de la densité relative des poissons de la rivière Yamaska Sud-Est (1991) en fonction de leur tolérance à la pollution et de leur niveau trophique (d'après La Violette, 1996)



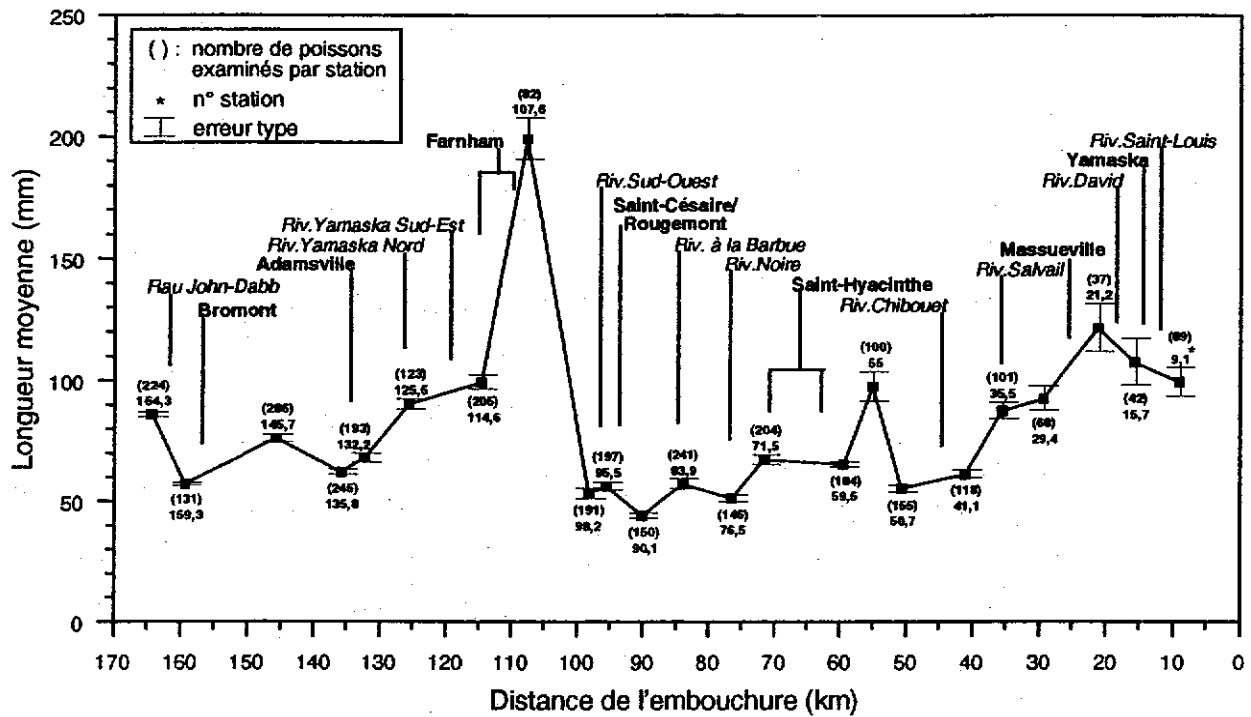
Annexe 12 Relation entre la densité relative des poissons intolérants à la pollution dans la rivière Yamaska et (a-d) diverses variables de la qualité de l'eau; (e-h) la proportion de la superficie drainée occupée par divers types de cultures



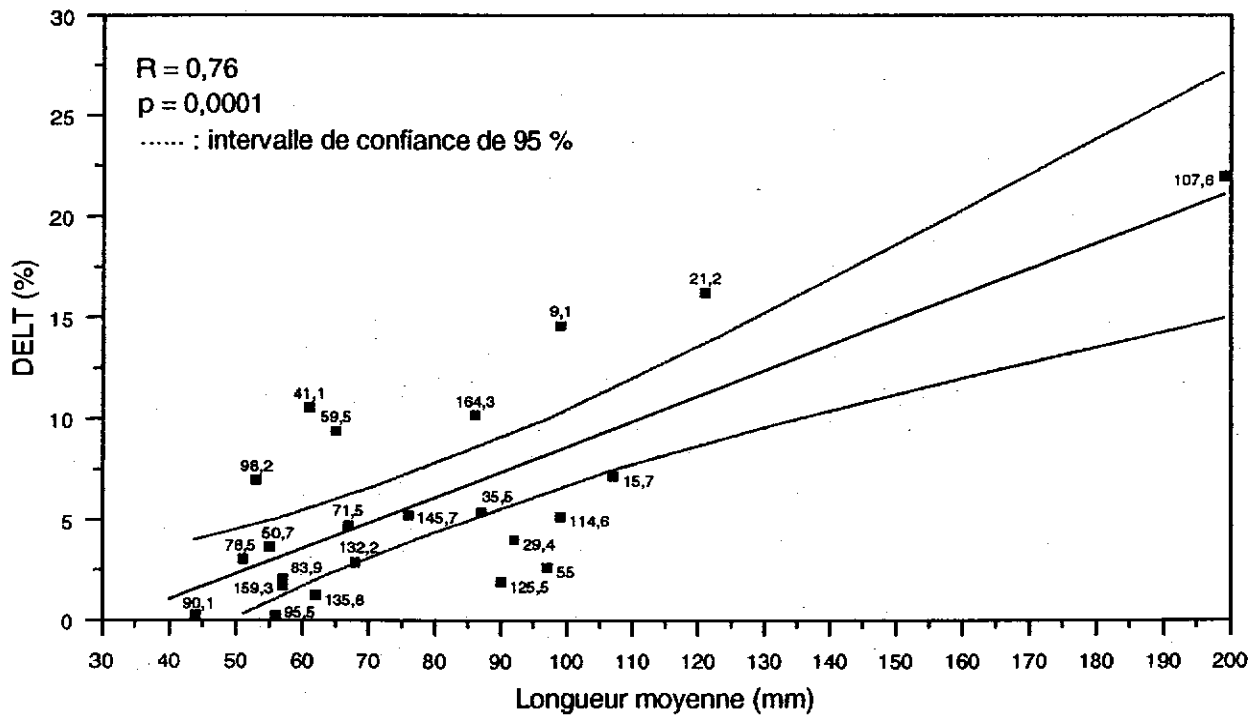
Annexe 13 Relation entre la densité relative des poissons avec une tolérance intermédiaire à la pollution dans la rivière Yamaska et (a-d) diverses variables de la qualité de l'eau; (e-g) la proportion de la superficie drainée occupée par divers types de cultures



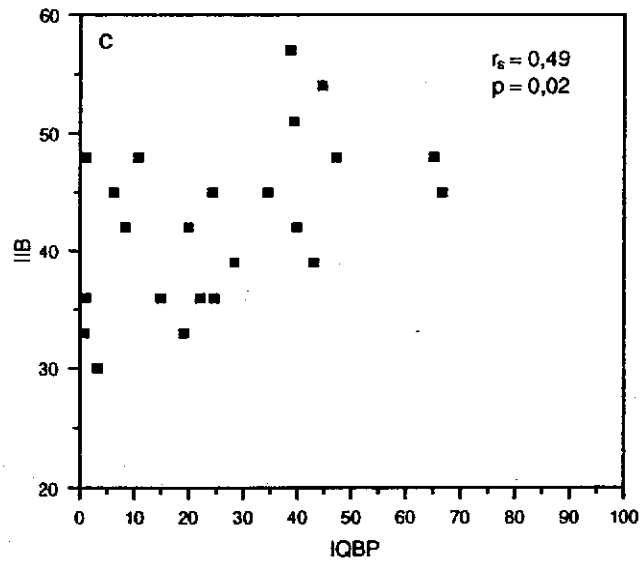
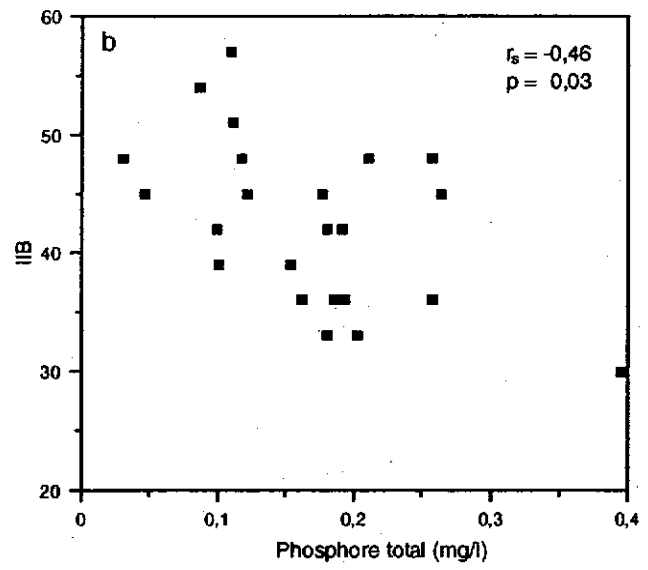
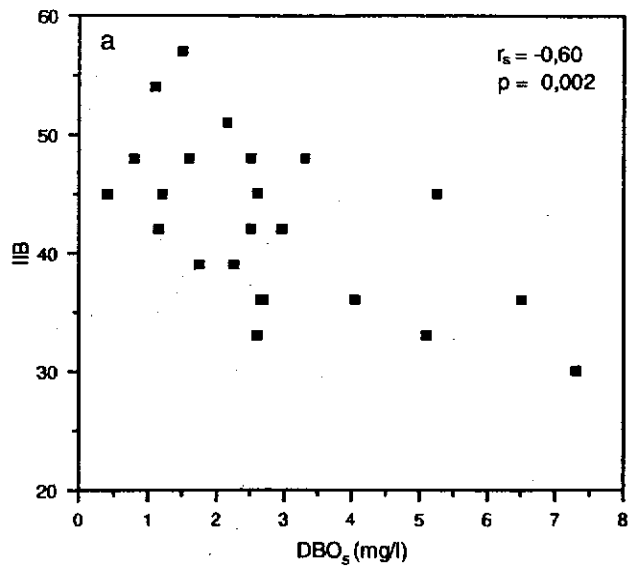
Annexe 14 Relation entre la densité relative des cyprinidés insectivores dans la rivière Yamaska et (a-c) diverses variables de la qualité de l'eau; (d-e) la proportion de la superficie drainée occupée par divers types de cultures



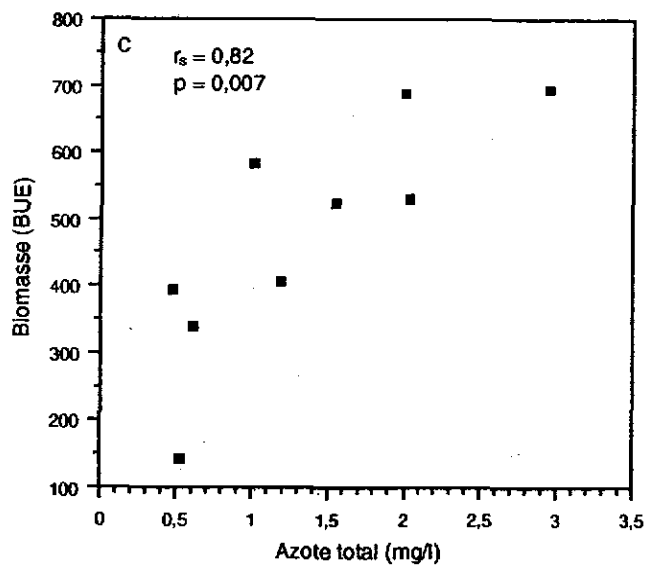
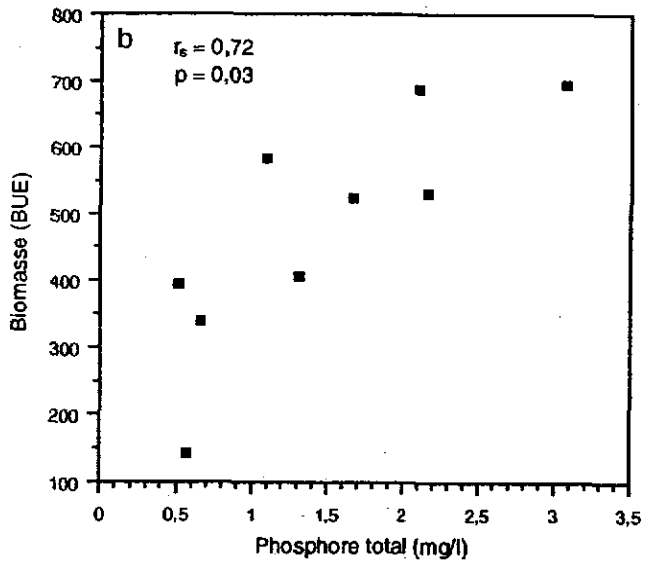
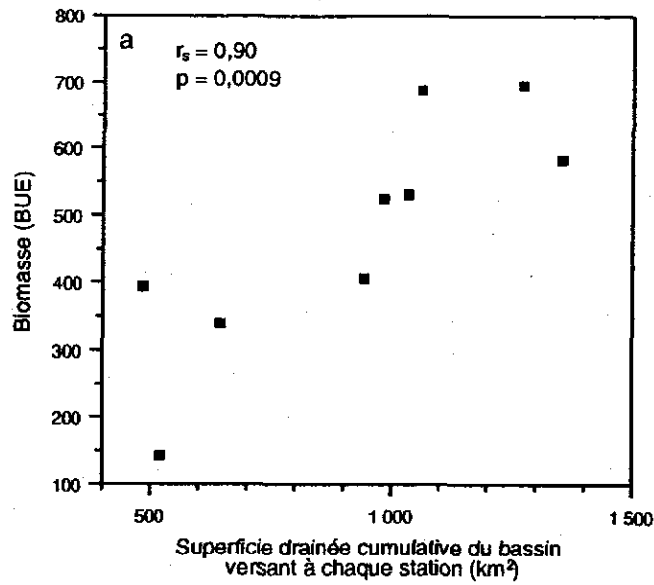
Annexe 15 Longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station de la rivière Yamaska



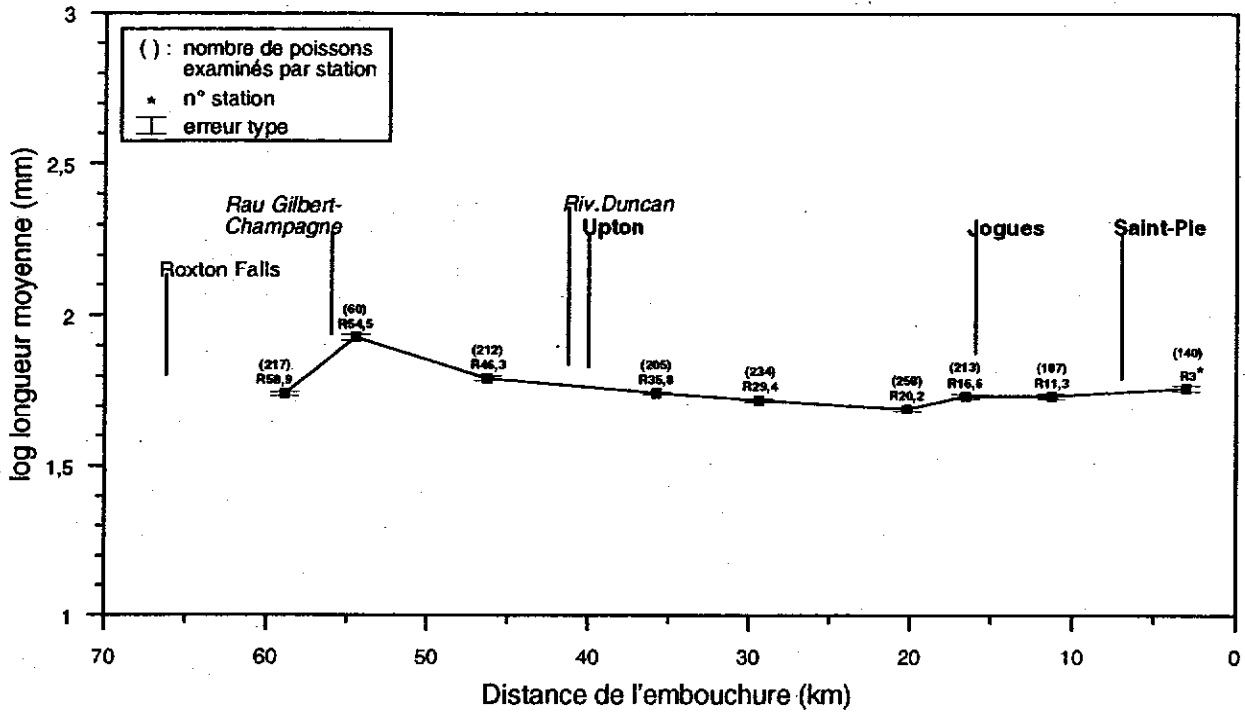
Annexe 16 Relation entre le pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Yamaska affectée par une ou plusieurs anomalies de type DELT et la longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station



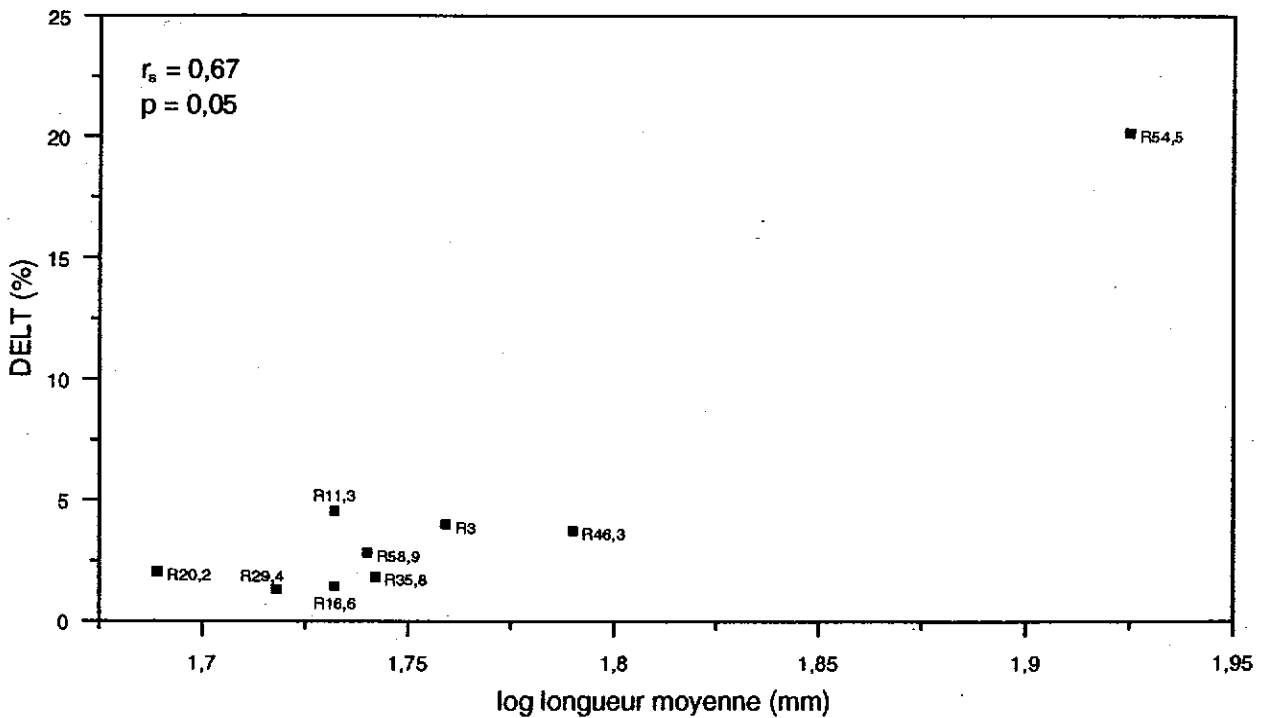
Annexe 17 Relation entre l'indice d'intégrité biotique (IIB) de la rivière Yamaska et (a-b) des variables de la qualité de l'eau; (c) l'indice de la qualité de l'eau (IQBP)



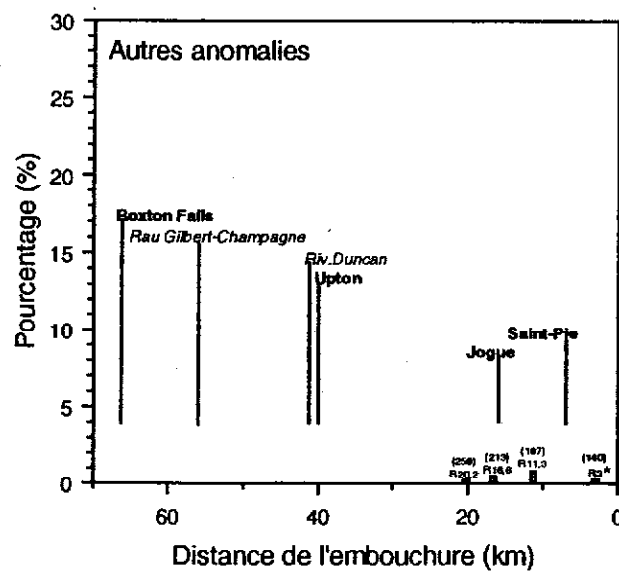
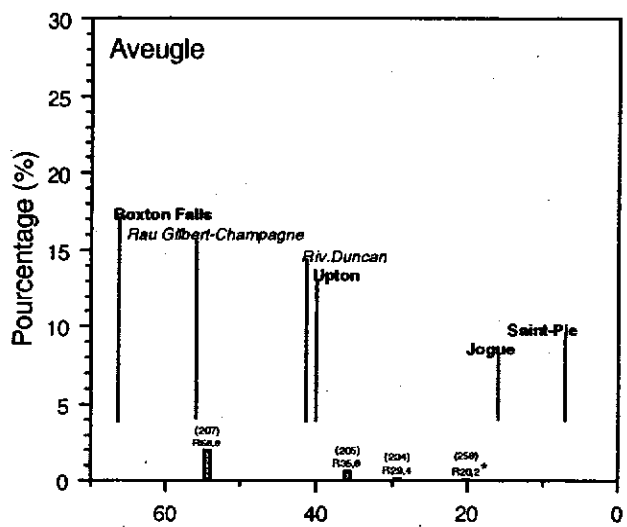
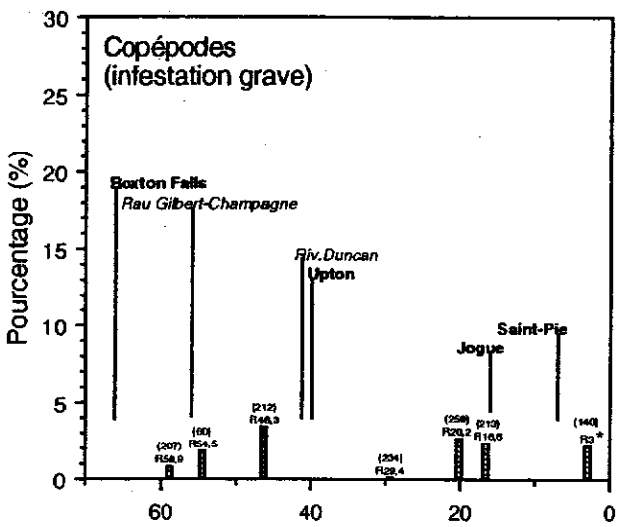
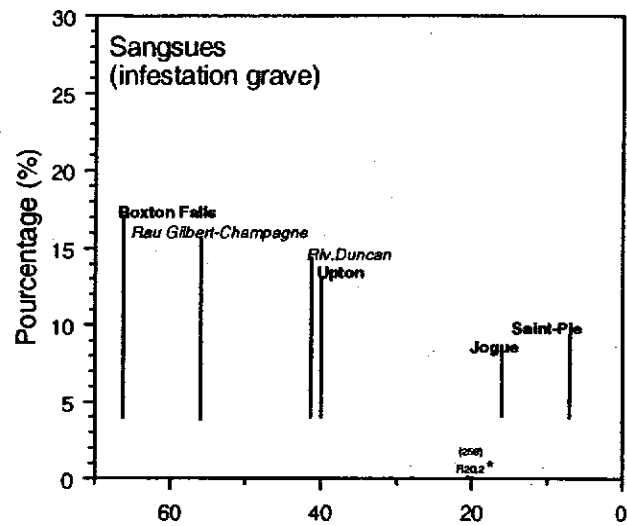
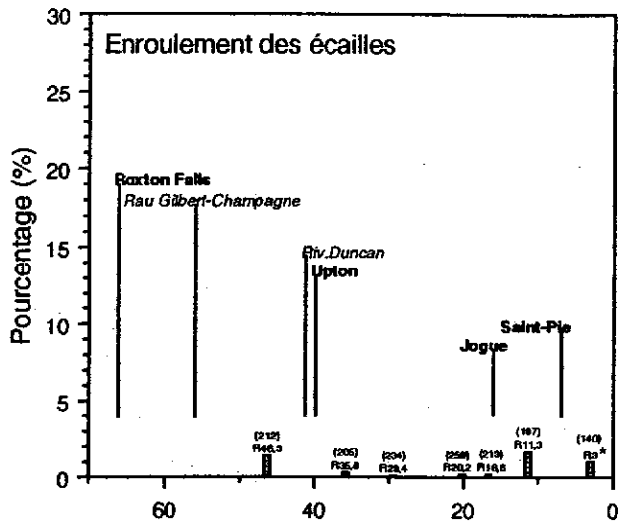
Annexe 18 Relation entre la biomasse ichtyologique (BUE) de la rivière Noire et (a) la superficie drainée cumulative du bassin versant à chaque station; (b-c) les concentrations moyennes de substances nutritives



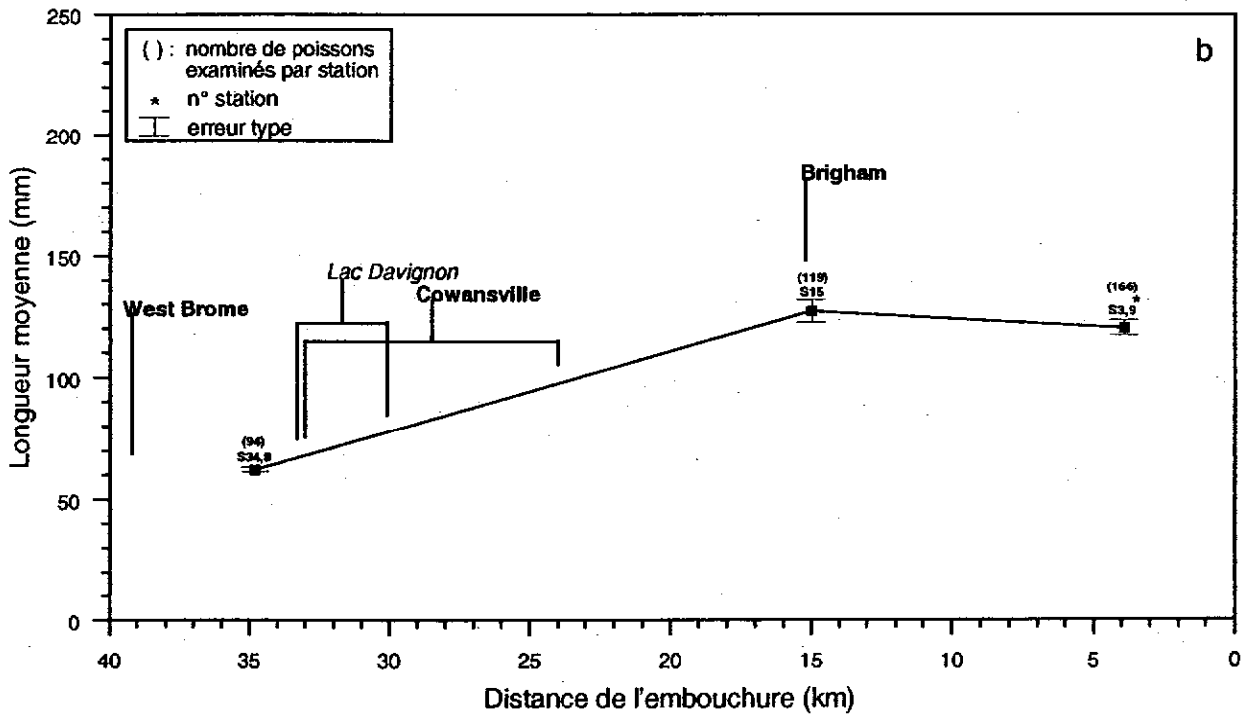
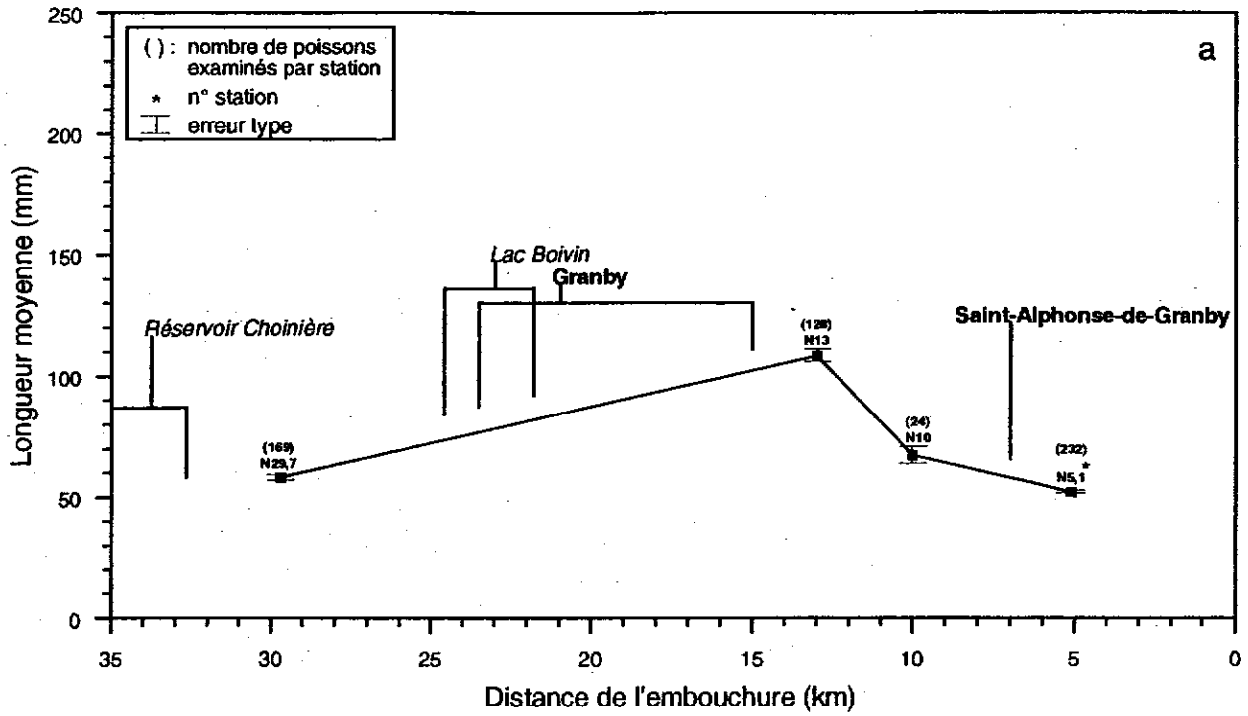
Annexe 19 Logarithme de la longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station de la rivière Noire



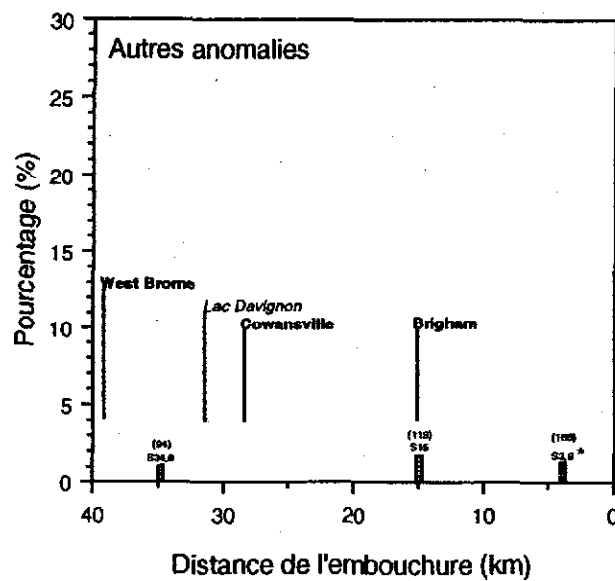
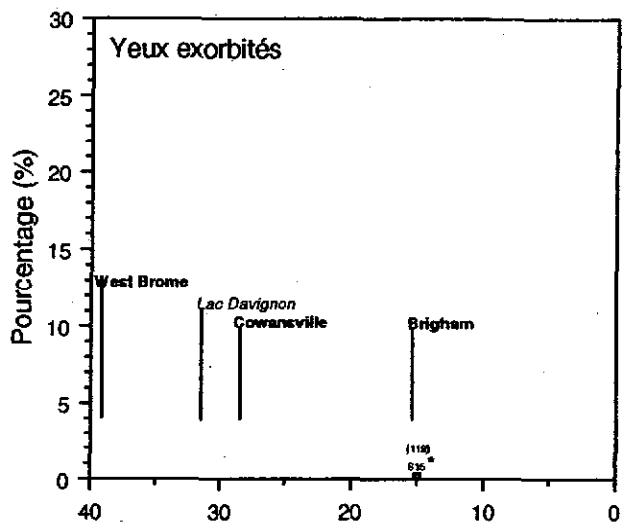
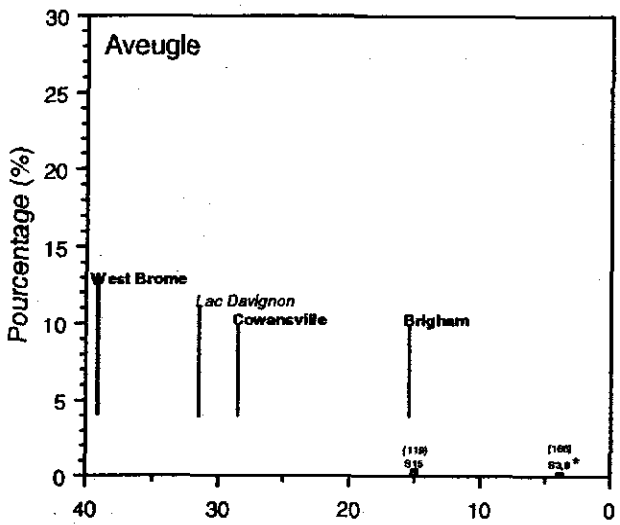
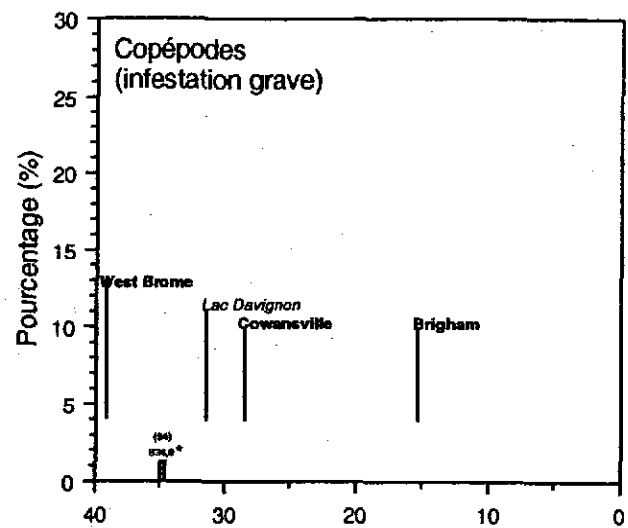
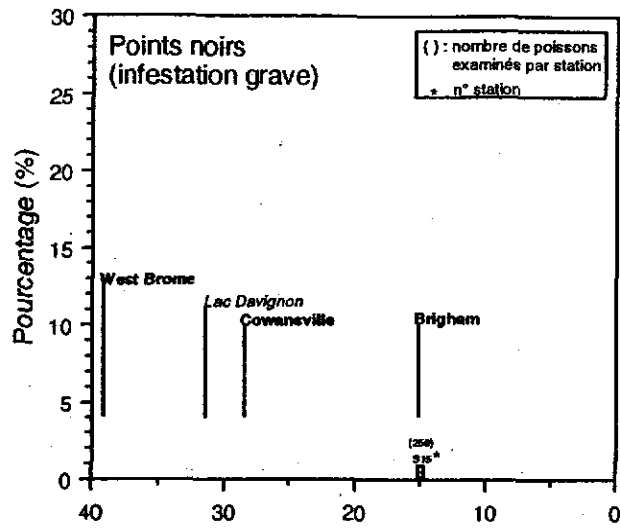
Annexe 20 Relation entre le pourcentage de la communauté ichthyologique de la rivière Noire affectée par une ou plusieurs anomalies de type DELT et le logarithme de la longueur moyenne des poissons de la communauté à chaque station



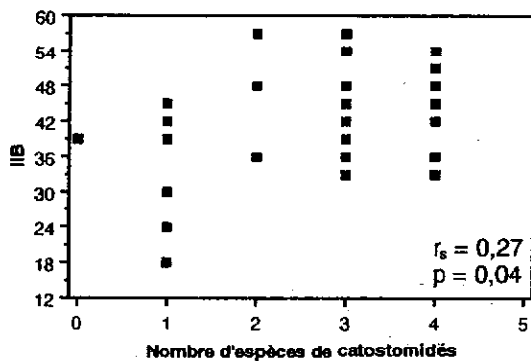
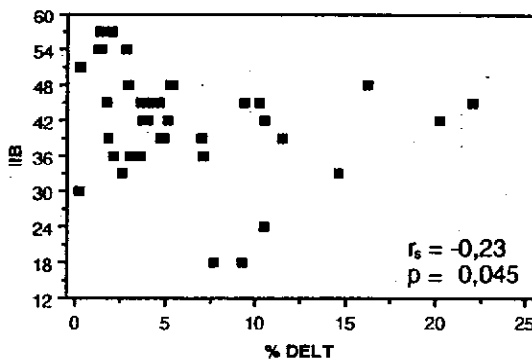
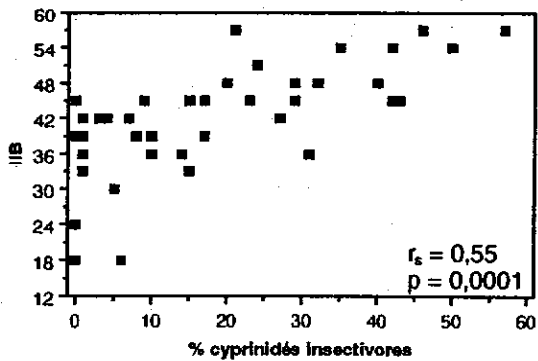
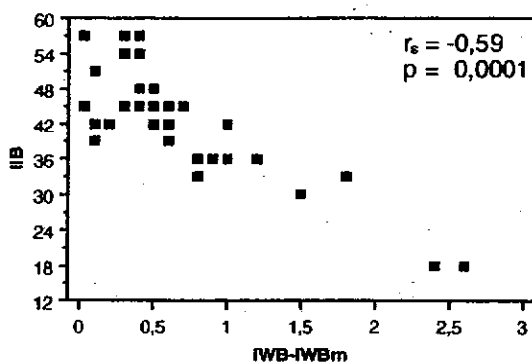
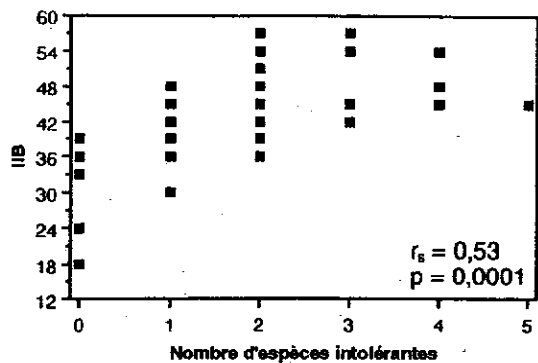
Annexe 21 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Noire affectée par différents types d'anomalies externes



Annexe 22 Longueur moyenne des poissons de la communauté ichthyologique à chaque station (a) de la rivière Yamaska Nord et (b) Yamaska Sud-Est



Annexe 23 Pourcentage de la communauté ichthyologique de chaque station de la rivière Yamaska Sud-Est affectée par différents types d'anomalies externes



Annexe 24 Relation entre l'IIB et ses diverses composantes dans le bassin de la rivière Yamaska