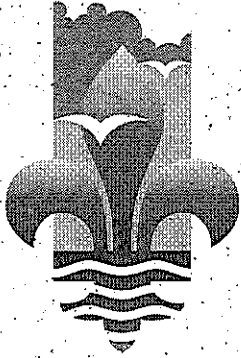
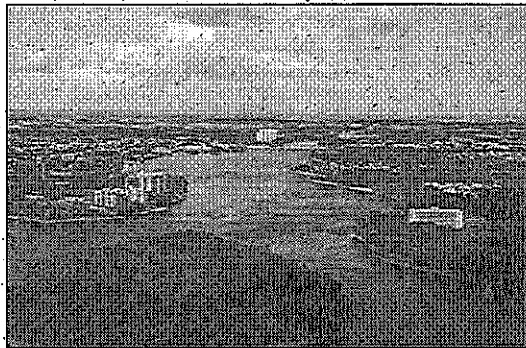


Qualité de l'eau

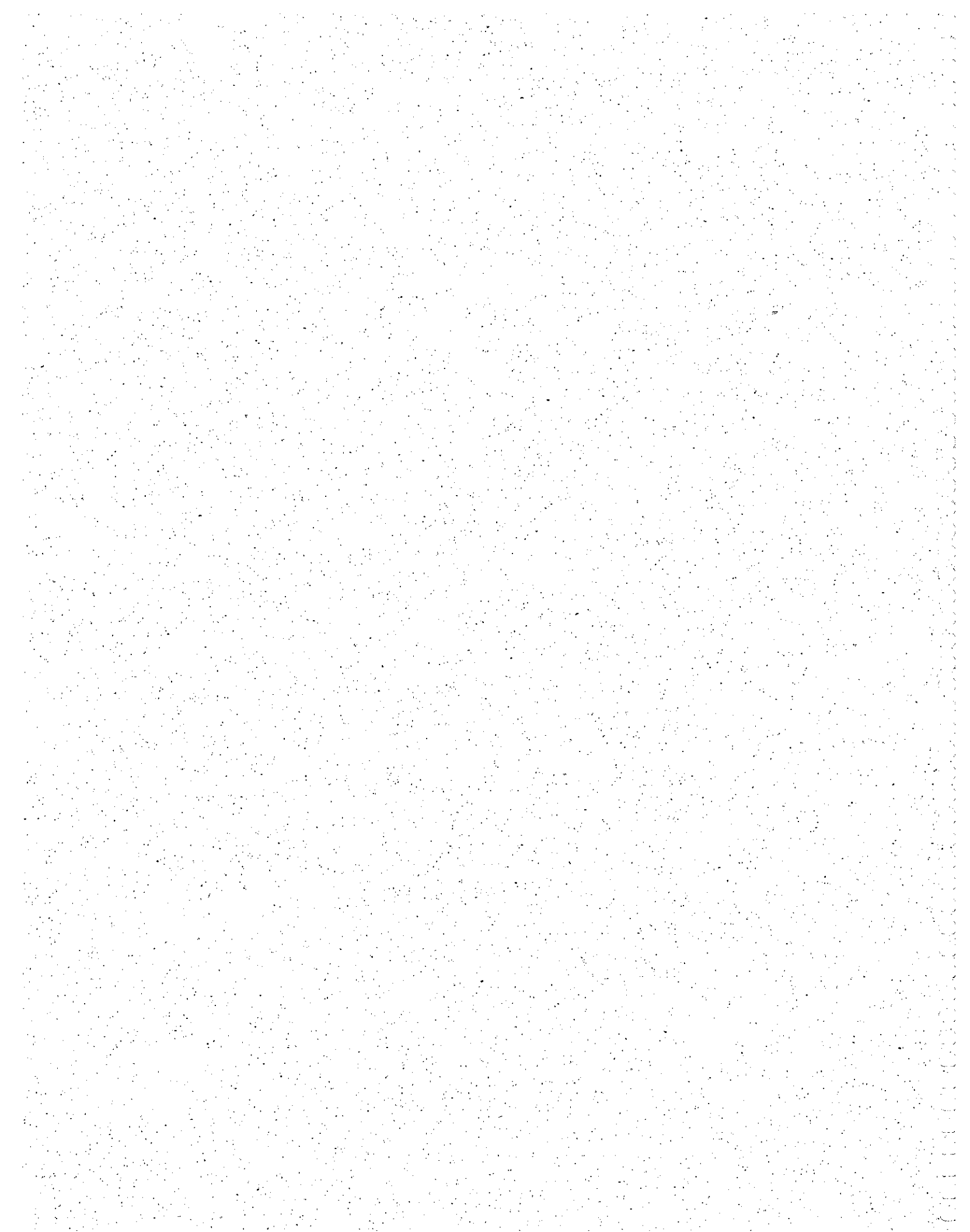


ENVIRONNEMENT
ET FAUNE
QUÉBEC



La qualité de l'eau
des rivières du Québec :
état et tendances





Direction des écosystèmes aquatiques

LA QUALITÉ DE L'EAU DES RIVIÈRES DU QUÉBEC :
ÉTAT ET TENDANCES

par

Jean Painchaud, Ph.D.
Biologiste

Ministère de l'Environnement et de la Faune
Mars 1997

Dépôt légal - Bibliothèque nationale du Québec, 1997
Bibliothèque nationale du Canada
ISBN 2-550-31530-8

Envirodoq EN970111
QE-109

AVANT-PROPOS

Ce rapport constitue une synthèse des données sur la qualité de l'eau recueillies de 1979 à 1994 par la Direction des écosystèmes aquatiques dans le cadre de ses activités de suivi de la qualité du milieu aquatique. Les données proviennent de stations situées dans le fleuve Saint-Laurent et dans les rivières des principaux bassins versants du sud du Québec. Cette étude et les synthèses subséquentes permettront de documenter et d'analyser l'évolution de la qualité de l'eau dans les rivières en regard des grandes interventions d'assainissement réalisées au Québec depuis le début des années 1980.

ÉQUIPE DE RÉALISATION

Chargé de projet :	Jean Painchaud ¹
Révision scientifique :	Serge Hébert ¹ Denis Laflamme ¹ Christiane Hudon ² Thomas A. Clair ³
Révision linguistique :	Marie Shooner
Géomatique :	Jacques Dupont ¹
Traitement de texte :	Nathalie Milhomme ¹

¹ Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement et de la Faune, Édifice Marie-Guyart, 7^e étage, 675, boulevard René-Lévesque Est, Québec (Québec) G1R 5V7

² Direction de la conservation de l'environnement, Centre Saint-Laurent, ministère de l'Environnement, 105, rue McGill, 4^e étage, Montréal (Québec) H2Y 2E7

³ Direction de la conservation de l'environnement, ministère de l'Environnement, région de l'Atlantique, C.P. 1590, 63, rue Principale Est, Sackville (Nouveau-Brunswick) E0A 3C0

RÉSUMÉ

Ce rapport présente la distribution de fréquence, la répartition spatiale des médianes estivales (1989-1994) et la tendance (1979-1994) des descripteurs conventionnels de la qualité de l'eau mesurés dans le cadre des activités de suivi de la qualité du milieu aquatique par la Direction des écosystèmes aquatiques. Les données montrent que la répartition spatiale de la qualité de l'eau se présente comme une large couronne caractérisée par une bonne qualité dans les régions périphériques et à la tête des bassins versants du sud-ouest du Québec et par une zone centrale montrant divers signes de dégradation de la qualité de l'eau. Sur le plan temporel, l'analyse des séries chronologiques a révélé une prépondérance de tendances à la baisse dans le cas de la turbidité, des coliformes fécaux, du phosphore total et de l'azote ammoniacal, mais aussi une hausse généralisée des nitrites-nitrates. Les résultats suggèrent que les interventions d'assainissement ont entraîné une amélioration significative de la qualité de l'eau au Québec.

RÉFÉRENCE : PAINCHAUD, J., 1997. *La qualité de l'eau des rivières du Québec : état et tendances*; ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 58 p.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	iii
ÉQUIPE DE RÉALISATION	v
RÉSUMÉ	vii
TABLE DES MATIÈRES	ix
Liste des tableaux	xi
Liste des figures	xiii
INTRODUCTION	1
1. MÉTHODOLOGIE	3
2. ZONE D'ÉTUDE	7
3. RÉPARTITION ET TENDANCE DES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DE L'EAU	9
3.1 Conductivité.....	9
3.2 pH.....	11
3.3 Couleur vraie.....	14
3.4 Matières en suspension.....	16
3.5 Turbidité.....	18
3.6 Coliformes fécaux.....	21
3.7 Phosphore total.....	27
3.8 Nitrites et nitrates.....	29
3.9 Azote ammoniacal.....	34
3.10 Azote total.....	37
3.11 Chlorophylle.....	40
3.12 Demande biochimique en oxygène.....	42
3.13 Oxygène.....	42
CONCLUSION	49
BIBLIOGRAPHIE	55

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Descripteurs utilisés dans la présente étude	3
Tableau 2	Longueur et superficie du bassin versant et débit annuel moyen des rivières du réseau-rivières	8
Tableau 3	Valeurs de saturation et de concentration en oxygène requises pour la préservation de la vie aquatique	44
Tableau 4	Sommaire des tendances des descripteurs	52

LISTE DES FIGURES

Figure 1	Classification des stations de mesure du réseau-rivières.....	4
Figure 2	Histogramme des médianes de conductivité dans le réseau-rivières.....	9
Figure 3	Conductivité - Médianes estivales 1989-1994	10
Figure 4	Conductivité - Tendances 1979-1994.....	12
Figure 5	Histogramme des médianes de pH dans le réseau-rivières.....	11
Figure 6	pH - Médianes estivales 1989-1994	13
Figure 7	pH - Tendances 1979-1994.....	15
Figure 8	Histogramme des médianes de couleur vraie dans le réseau-rivières	16
Figure 9	Couleur vraie - Médianes estivales 1989-1994	17
Figure 10	Histogramme des médianes de matières en suspension (MES) dans le réseau-rivières	16
Figure 11	MES - Médianes estivales 1989-1994	19
Figure 12	MES - Tendances 1979-1994	20
Figure 13	Histogramme des médianes de turbidité dans le réseau-rivières	21
Figure 14	Turbidité - Médianes estivales 1989-1994.....	22
Figure 15	Turbidité - Tendance 1979-1994.....	23
Figure 16	Histogramme des médianes de coliformes fécaux dans le réseau-rivières	24
Figure 17	Coliformes fécaux - Médianes estivales 1989-1994	25
Figure 18	Coliformes fécaux - Tendances 1989-1994	26
Figure 19	Histogramme des médianes de phosphore total dans le réseau-rivières	27
Figure 20	Phosphore total - Médianes estivales 1989-1994.....	28

LISTE DES FIGURES (SUITE)

Figure 21	Phosphore total - Tendances 1979-1994	30
Figure 22	Histogramme des médianes de nitrites-nitrates dans le réseau-rivières	31
Figure 23	Nitrites-nitrates - Médianes estivales 1989-1994	32
Figure 24	Nitrites-nitrates - Tendances 1979-1994	33
Figure 25	Histogramme des médianes d'azote ammoniacal dans le réseau-rivières	34
Figure 26	Azote ammoniacal - Médianes estivales 1989-1994.....	35
Figure 27	Azote ammoniacal - Tendances 1979-1994.....	36
Figure 28	Histogramme des médianes d'azote total dans le réseau-rivières	37
Figure 29	Azote total - Médianes estivales 1989-1994.....	38
Figure 30	Azote total - Tendances 1985-1994	39
Figure 31	Histogramme des médianes de chlorophylle dans le réseau-rivières	40
Figure 32	Chlorophylle a - Médianes estivales 1989-1994.....	41
Figure 33	Histogramme des médianes de DBO ₅ dans le réseau-rivières	42
Figure 34	DBO ₅ - Médianes estivales 1989-1994.....	43
Figure 35	Histogramme des valeurs d'oxygène dissous dans le réseau-rivières.....	45
Figure 36	Histogramme des médianes de saturation en oxygène dans le réseau-rivières.	45
Figure 37	Oxygène dissous - Médianes estivales 1989-1994	46
Figure 38	Saturation en oxygène - Médianes estivales 1989-1994.....	47
Figure 39	Indice de qualité - Valeur médiane 1989-1994	50
Figure 40	Indice de qualité - Variable déclassante 1989-1994	51

INTRODUCTION

Depuis 1967, les caractéristiques physico-chimiques des rivières et des lacs du Québec font l'objet de divers programmes de suivi visant à exercer une surveillance régulière de la qualité de l'eau. En 1986, le réseau de stations de suivi de la qualité de l'eau des rivières, le « réseau-rivières », était modifié afin de mettre en évidence l'impact du Programme d'assainissement des eaux du Québec (PAEQ), lancé en 1978, sur la qualité de l'eau dans 25 bassins versants jugés prioritaires. Le PAEQ visait spécifiquement la réduction des matières en suspension (MES), du phosphore total, de la demande biochimique en oxygène (DBO₅) et, dans certains cas spécifiques, des coliformes fécaux dans les eaux usées domestiques et industrielles. On a noté que, depuis la mise en service de stations d'épuration, la qualité des eaux s'est améliorée dans certains bassins versants, comme en font foi les rapports portant sur la qualité de l'eau de plusieurs rivières publiés depuis 1990 par la Direction des écosystèmes aquatiques. Chaque rapport décrit de façon détaillée le bassin étudié et, plus particulièrement, la répartition spatiale et l'évolution temporelle de la qualité des eaux. Toutefois, ces rapports ne permettent pas d'obtenir une vision globale de l'état et des tendances de la qualité de l'eau dans l'ensemble du territoire. Une synthèse des données disponibles à l'échelle du Québec pour la période 1979 à 1994 s'imposait donc afin d'évaluer l'incidence des interventions d'assainissement sur l'état et les tendances de la qualité de l'eau à l'échelle du Québec.

Les études visant à produire une synthèse à large échelle spatiale sont peu nombreuses. Exception notable, le Environmental Protection Agency produit sur une base bisannuelle un rapport pour le Congrès présentant une synthèse de la qualité de l'eau à l'échelle des États-Unis (EPA, 1994). En Europe, une synthèse partielle a permis de classer les rivières selon les descripteurs suivants : oxygène, azote, phosphore et cadmium (van Dijk, 1994). Au Québec, une analyse de la variabilité spatiale des caractéristiques du réseau-rivières antérieures à 1986 a permis de classer les rivières en groupes homogènes et d'identifier les caractéristiques les plus significatives conduisant au groupement observé (Simoneau, 1986).

Le présent document constitue un rapport d'étape dans le projet de synthèse des données du réseau-rivières. Il présente de l'information concernant la distribution de fréquence, la répartition géographique et l'évolution temporelle des descripteurs conventionnels de la qualité de l'eau dans les rivières du Québec méridional. La distribution est exprimée sous forme d'histogrammes, dont les classes sont déterminées d'après les critères de qualité de l'eau en vigueur au Ministère (MENVIQ, 1990), d'après les classes de l'indice de qualité bactériologique et physico-chimique (IQBP) développé à la Direction des écosystèmes aquatiques (Hébert, 1996) et, enfin, d'après l'étendue et la fréquence des données. La répartition spatiale a été traitée à l'aide d'un système d'information géographique grâce auquel les données ont été groupées selon les classes des histogrammes puis, cartographiées. L'analyse des séries chronologiques a permis de caractériser l'évolution temporelle des descripteurs étudiés et, plus particulièrement, d'en détecter la tendance. On trouvera une gamme plus large de cartes relatives à la répartition spatiales des variables dans Dupont *et al.* (1995). L'information sur l'ensemble des variables est intégrée par le biais de l'indice IQBP, qui permet d'allouer une cote de qualité aux cours d'eau et d'identifier la variable la plus problématique à chaque station.

Ce rapport principalement descriptif livre une interprétation sommaire de la distribution, de la répartition et de la tendance des variables retenues, interprétation qui servira de base pour l'analyse de causalité plus poussée qui suivra dans le ou les rapports ultérieurs. À cet effet, le Ministère a retenu comme outil d'analyse de l'information environnementale l'approche « pression-état-réponse » (OCDE, 1993). Cette approche a pour but d'établir les liens entre les activités humaines, l'état de l'environnement et les réponses sociétales visant à protéger les écosystèmes. L'information contenue dans le présent rapport permet de documenter le segment « état » de cette approche. Une deuxième étape du projet permettra de documenter les variables de pression et de mettre en lumière l'efficacité des programmes d'assainissement des eaux.

1.0 MÉTHODOLOGIE

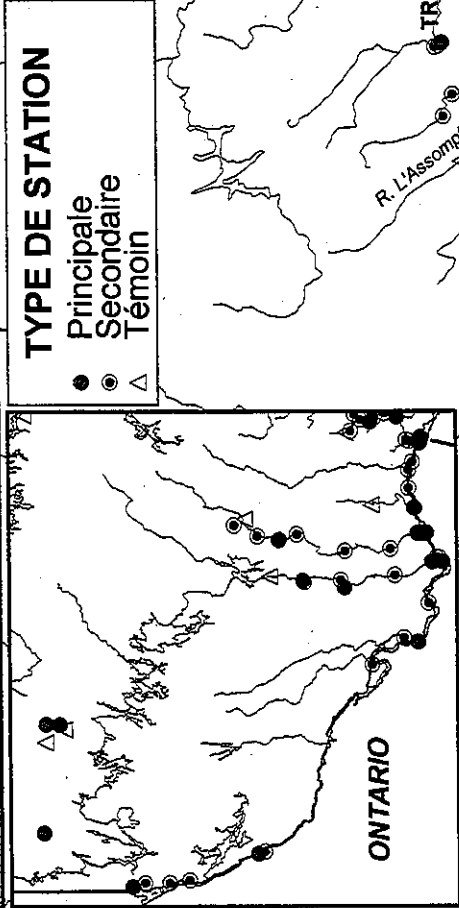
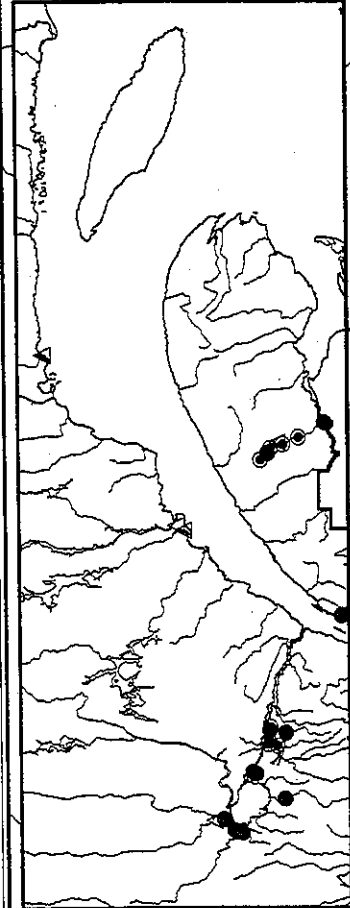
Les données du présent rapport proviennent des stations du réseau-rivières opéré par la Direction des écosystèmes aquatiques (figure 1). Le réseau-rivières comprend 40 bassins versants et le Saint-Laurent, et consiste en 386 stations divisées en trois catégories : les stations principales (130), secondaires (230) et témoins (26). Les stations principales sont localisées à des endroits stratégiques des rivières, comme à l'embouchure ou en aval de la confluence d'affluents importants; elles sont visitées toute l'année sur une base mensuelle et elles permettent d'observer la tendance à long terme et la variabilité saisonnière de la qualité de l'eau. Les stations témoins sont échantillonnées à la même fréquence que les stations principales; situées dans le secteur peu anthropisé de la tête des bassins versants, elles fournissent des valeurs proches des niveaux naturels des descripteurs étudiés. Seules les données provenant des stations principales et des stations témoins sont utilisées pour l'analyse des séries chronologiques. Les stations secondaires, les plus nombreuses du réseau, sont localisées pour permettre une bonne couverture spatiale des rivières. Elles sont aussi échantillonnées sur une base mensuelle, mais de mai à octobre seulement et selon un cycle de visites d'environ 5 ans. Une description détaillée des méthodes d'échantillonnage est disponible (MEF, 1996a). Toutes les données du réseau-rivières sont versées dans la Banque de données sur la qualité du milieu aquatique (BQMA) et sont archivées sur ordinateur central et sur disque CD. Elles sont conservées par la Direction des écosystèmes aquatiques. Le tableau 1 montre les variables qui sont traitées dans ce rapport. Une description des méthodes analytiques est aussi disponible (MEF, 1996b).

TABLEAU 1 DESCRIPTEURS UTILISÉS DANS LA PRÉSENTE ÉTUDE

Chlorophylle	DBO ₅	Azote total
Coliformes fécaux	Oxygène dissous	Azote ammoniacal
Conductivité	Matières en suspension	Nitrites-nitrates
pH	Turbidité	Phosphore total

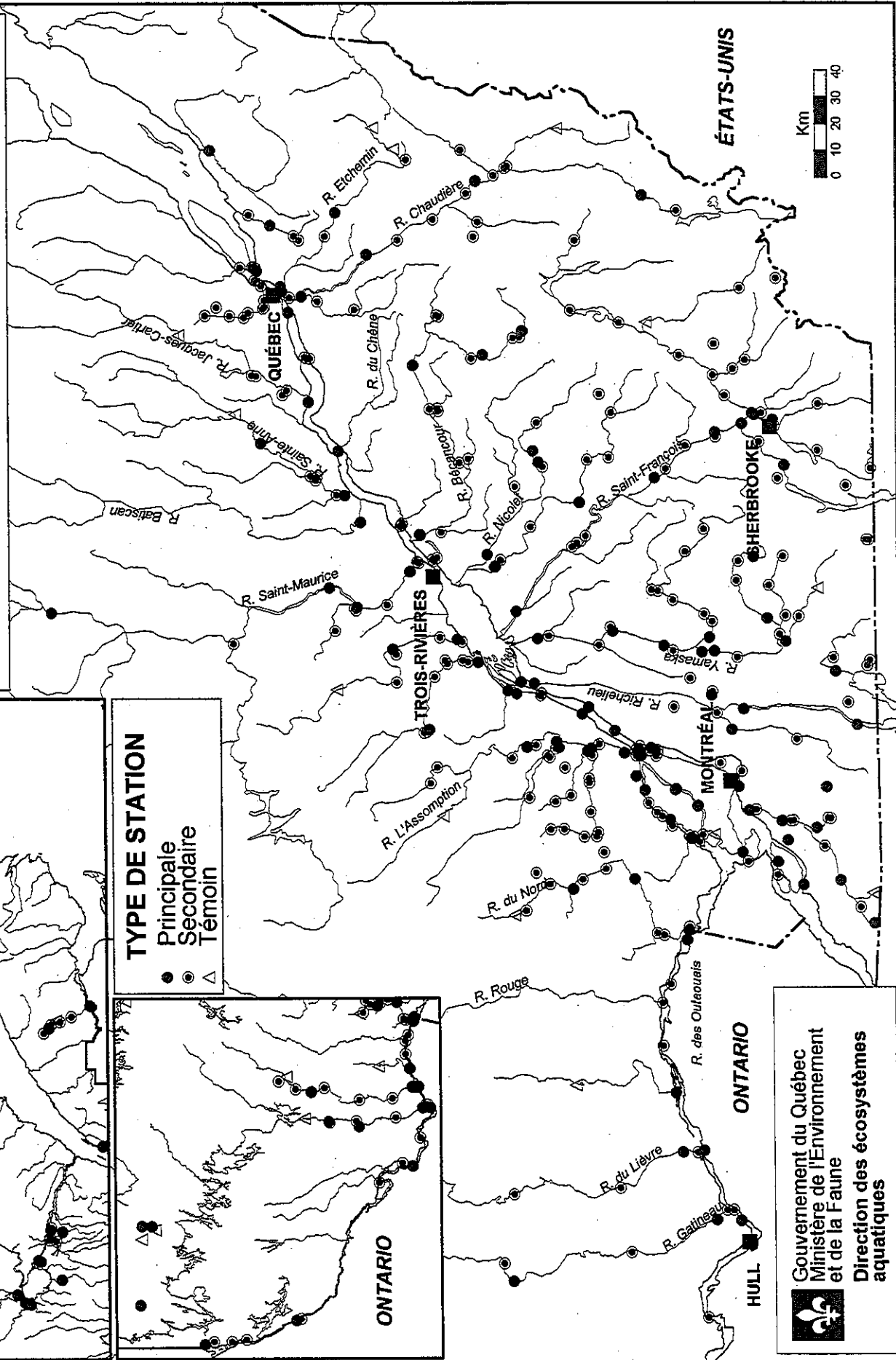
La présente étude couvre la période 1979-1994. Il faut noter que les séries chronologiques sont, dans plusieurs cas, interrompues entre 1986 et 1988. La caractérisation spatiale a été réalisée à partir de toutes les stations disponibles. Toutefois, les données provenant des stations secondaires sont essentiellement estivales, alors que celles provenant des stations principales et des stations témoins sont annuelles. La répartition récente de la qualité de l'eau a donc été établie à partir des médianes estivales afin d'assurer l'homogénéité saisonnière des observations. Par ailleurs, la fenêtre 1989-1994 a été utilisée afin d'assurer la couverture spatiale de la totalité du réseau-rivières, puisque les stations secondaires sont visitées selon un cycle d'environ 5 ans. Toutefois, de nombreuses interventions d'assainissement ont été réalisées entre 1989 et 1994. Il est donc probable que l'état actuel de la qualité de l'eau est meilleur que ne le suggère le portrait récent brossé à partir des médianes de la période 1989-1994.

FIGURE 1
CLASSIFICATION DES STATIONS
DE MESURE DU RÉSEAU-RIVIÈRES



TYPE DE STATION

- Principale
- Secondaire
- △ Témoin



Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques



La sélection et le prétraitement des données ont été réalisés à l'aide du logiciel SAS/Windows 6.10. Le traitement et la cartographie des descripteurs de la qualité de l'eau et des tendances ont été effectués avec Atlas-GIS 3.0 pour Windows. Les séries chronologiques ont été traitées avec le logiciel WQSTAT 3.0, et le test de Kendall saisonnier, un test non paramétrique, a été utilisé pour détecter et tester statistiquement ($P \leq 0,05$) les tendances.

2.0 ZONE D'ÉTUDE

Toutes les rivières étudiées (tableau 2) font partie du bassin hydrographique du Saint-Laurent. Les rivières de la rive sud du Saint-Laurent sont généralement plus courtes (< 200 km), ont des débits moyens annuels plus faibles (< 100 m³/s, sauf les rivières Richelieu, Saint-François et Chaudière) et des étiages plus marqués que les rivières de la rive nord qui ont des débits moyens annuels supérieurs à 100 m³/s (Outaouais, Saint-Maurice, Batiscan, Saguenay, Manicouagan, Outardes, Moisie). À cause de la présence des Laurentides au nord et des Appalaches au sud, le cours supérieur des rivières présente un profil marqué et une vitesse d'écoulement rapide. Le cours inférieur des rivières traversant les basses-terres du Saint-Laurent est caractérisé par une pente faible et une vitesse d'écoulement plus lente. Les rivières du sud du Saint-Laurent drainent la région appalachienne, région géologique de roches sédimentaires métamorphiques (surtout schiste et ardoise) souvent enfouies sous des sables deltaïques. Les rivières du nord drainent le Bouclier canadien, principalement caractérisé par des roches ignées de type granitique ou « gneiss », recouvertes de tills minces d'origine glaciaire. Les basses-terres du Saint-Laurent sont caractérisées par des argiles marines (Bobbée, 1977).

TABLEAU 2 LONGUEUR ET SUPERFICIE DU BASSIN VERSANT ET DÉBIT ANNUEL MOYEN DES RIVIÈRES DU RÉSEAU-RIVIÈRES

RIVIÈRE	LONGUEUR (km)	SUPERFICIE (km ²)	DÉBIT (m ³ /s)
Aux Outardes		19 055	896
Batiscan	177	4 685	103
Bécancour	210	2 620	62
Chaudière	237	6 692	131
Châteauguay	129	2 522	38
Des Mille-Îles	40		218
Des Outaouais	1 270	143 000	1 940
Des Prairies			1 080
Du Lièvre	402	9 580	196
Du Loup (lac Saint-Pierre)	126	1 530	25
Du Loup (bas Saint-Laurent)	80	1 107	19
Du Nord	137	2 215	44
Du Sud	77	1 920	47
Etchemin	98	1 466	33
Gatineau	443	23 715	420
Jacques-Cartier	137	2 515	76
L'Assomption	200	4 220	73
Madawaska		3 040	55
Malbaie	161	1 850	38
Manicouagan	561	45 825	934
Mascouche	-	378	11
Maskinongé	50	1 140	20
Matapédia	129	3 822	82
Moisie	435	19 180	425
Nicolet	153	3 398	74
Richelieu	171	23 720	367
Saguenay	700	88 025	1 407
Sainte-Anne	137	2 695	88
Saint-Charles	35	513	12
Saint-François	297	10 228	202
Saint-Laurent (aval Montréal)		923 000	9 850
Saint-Louis		208	4
Saint-Maurice	564	43 235	704
Yamaska	186	4 784	63

Source : MEF, Service du milieu hydrique

3.0 RÉPARTITION ET TENDANCE DES DESCRIPTEURS DE LA QUALITÉ DE L'EAU

3.1 Conductivité

La conductivité est un indice de l'abondance des ions dans l'eau. Les acides et les bases inorganiques ainsi que les sels contribuent fortement à la conductivité de l'eau. La mesure de la conductivité permet donc d'estimer le degré de minéralisation d'un échantillon. Dans le réseau-rivières, la vaste majorité des stations est caractérisée par des médianes estivales inférieures à 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (figure 2).

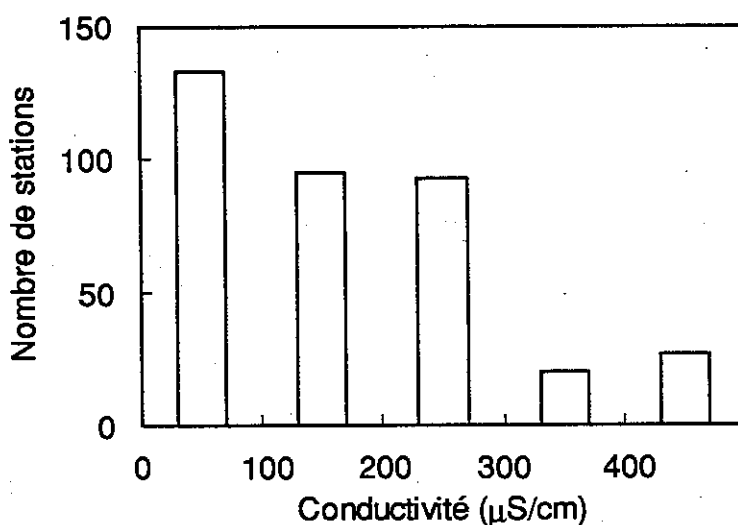
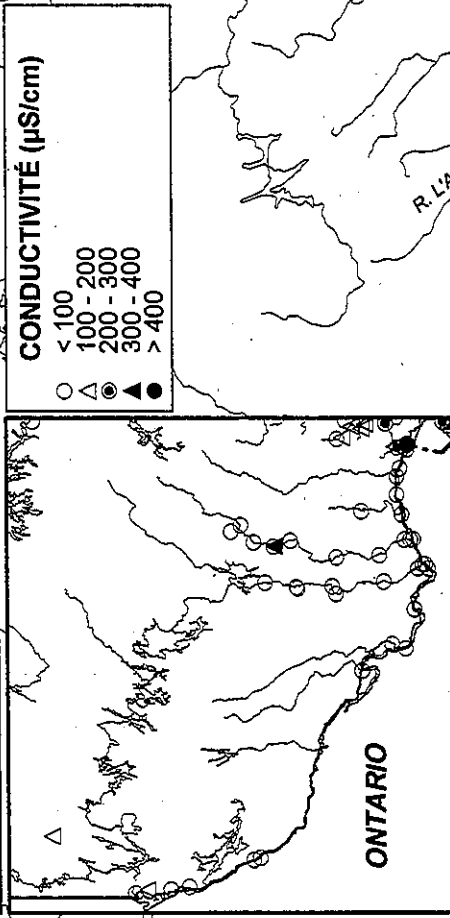
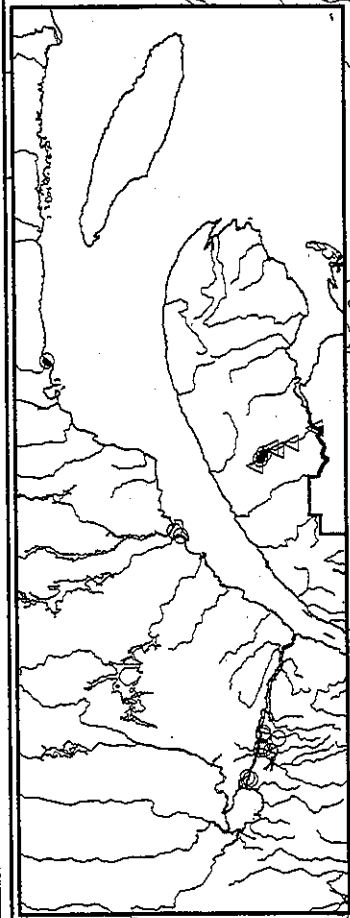


FIGURE 2 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE CONDUCTIVITÉ DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

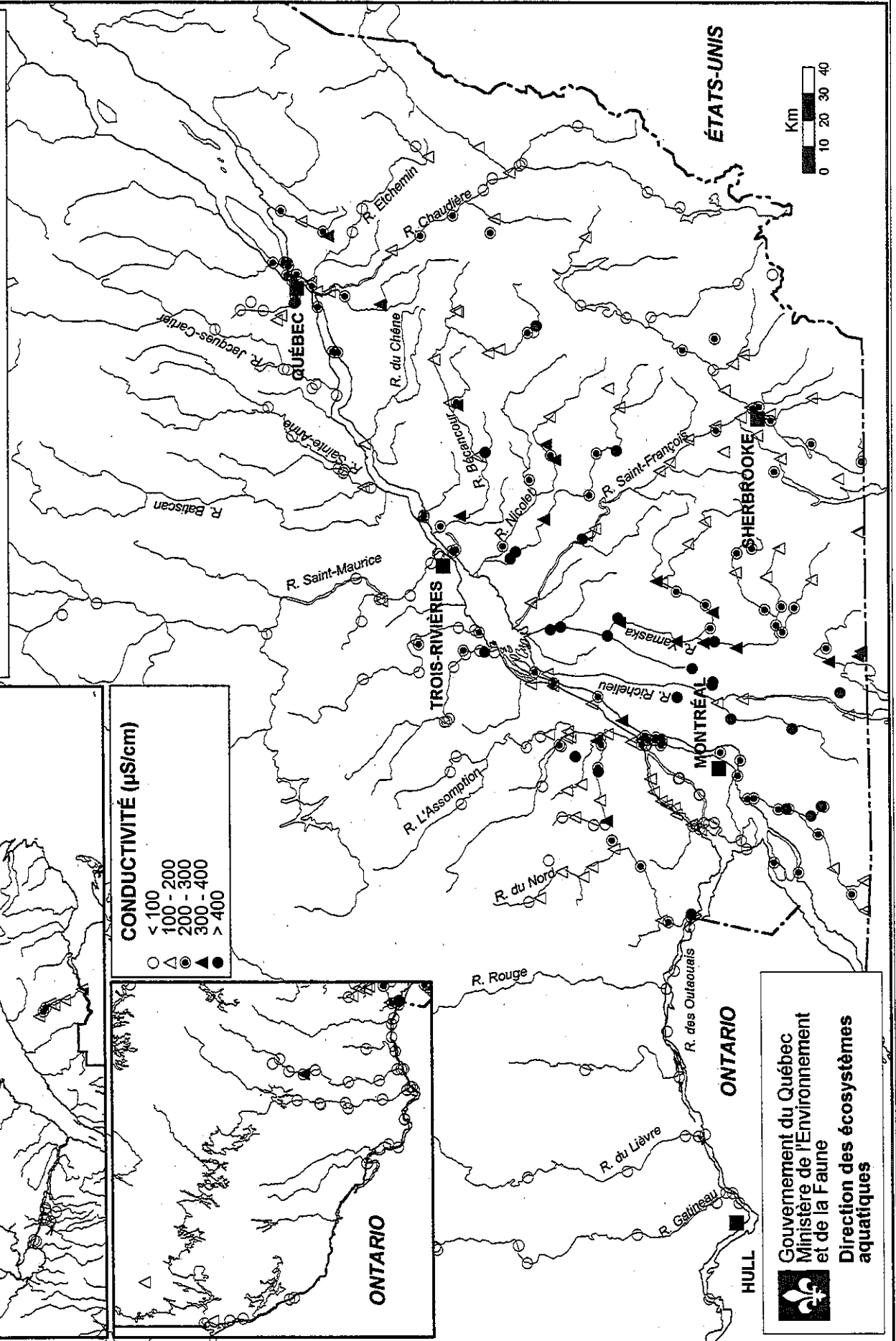
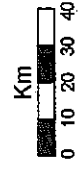
Il existe une nette différence entre les rivières des rives sud et nord du Saint-Laurent (figure 3). Les rivières du sud ont une conductivité médiane se situant généralement entre 100 et 400 $\mu\text{S}/\text{cm}$, tandis que la majorité des stations de la rive nord sont caractérisées par des valeurs inférieures à 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Cette différence entre le nord et le sud s'explique par la géologie des deux régions. Les caractéristiques granitiques du Bouclier canadien donnent des eaux de surface faiblement minéralisées. Les roches calcaires de la partie sud-ouest des basses-terres du Saint-Laurent et les roches sédimentaires de la région appalachienne sont plus sensibles aux altérations chimiques et les eaux de surface y sont, en conséquence, plus fortement minéralisées. La figure 3 révèle aussi que la conductivité présente souvent un gradient croissant de l'amont vers l'aval. La présence de fortes valeurs de conductivité dans certains bassins drainant les basses-terres du Saint-Laurent (Châteauguay, Richelieu, Yamaska, Saint-François, Nicolet) reflète la minéralogie des dépôts meubles, les argiles marines en particulier. La faible vitesse d'écoulement des eaux et, par conséquent, le temps de contact prolongé entre l'eau et les argiles marines, favorise la dissolution des sels et donne des eaux fortement minéralisées (Bobbée, 1977).

FIGURE 3
CONDUCTIVITÉ
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



CONDUCTIVITÉ (µS/cm)

- < 100
- △ 100 - 200
- 200 - 300
- ▲ 300 - 400
- > 400



Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

L'analyse des séries chronologiques montre que la conductivité était à la hausse dans la majorité des stations (34). Une proportion importante de stations (23) ne présente pas de tendance significative et quelques stations (10), toutes situées au nord du Saint-Laurent, sont caractérisées par une conductivité à la baisse (figure 4). Aux États-Unis, une hausse généralisée de la concentration des chlorures dans les cours d'eau a été attribuée aux sels de déglacage routiers (Smith *et al.*, 1987), qui pourraient aussi être en cause, localement, dans la répartition et l'évolution de la conductivité au Québec.

3.2 pH

Le pH indique le caractère acide ou basique de l'eau. Le pH des eaux de surface est déterminé, en partie, par la nature géologique du bassin de drainage. Le pH est également influencé par les précipitations acides, l'activité biologique et certains rejets industriels. Les valeurs du critère de qualité pour l'eau brute d'approvisionnement se situent entre 6,5 et 8,5 et entre 6,5 et 9,0 pour la protection de la vie aquatique (MENVIQ, 1990). Les données révèlent que presque toutes les stations sont caractérisées par des médianes de pH situées entre 6,5 et 8,5 (figure 5); donc, les valeurs sont généralement à l'intérieur des limites adéquates pour l'eau d'approvisionnement et pour la vie aquatique.

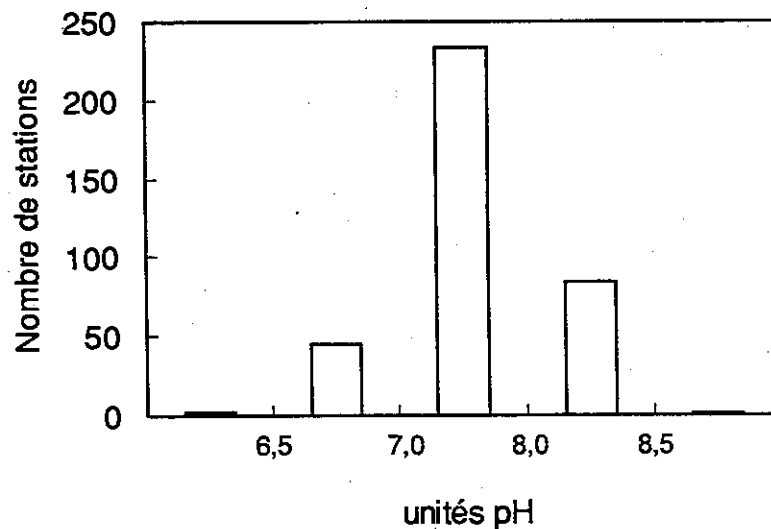


FIGURE 5 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE pH DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

Les stations présentant une eau plus acide (6,0-6,8) sont toutes situées sur la rive nord du Saint-Laurent (figure 6), où les roches de type granitique sont naturellement plus acides que le calcaire et les roches sédimentaires de la rive sud. La capacité de neutralisation des eaux lessivant des roches de type granitique, pauvres en carbonates, est faible, rendant ces eaux plus sensibles aux précipitations acides (Dupont, 1993).

**FIGURE 4
CONDUCTIVITÉ
TENDANCES 1979 - 1994**

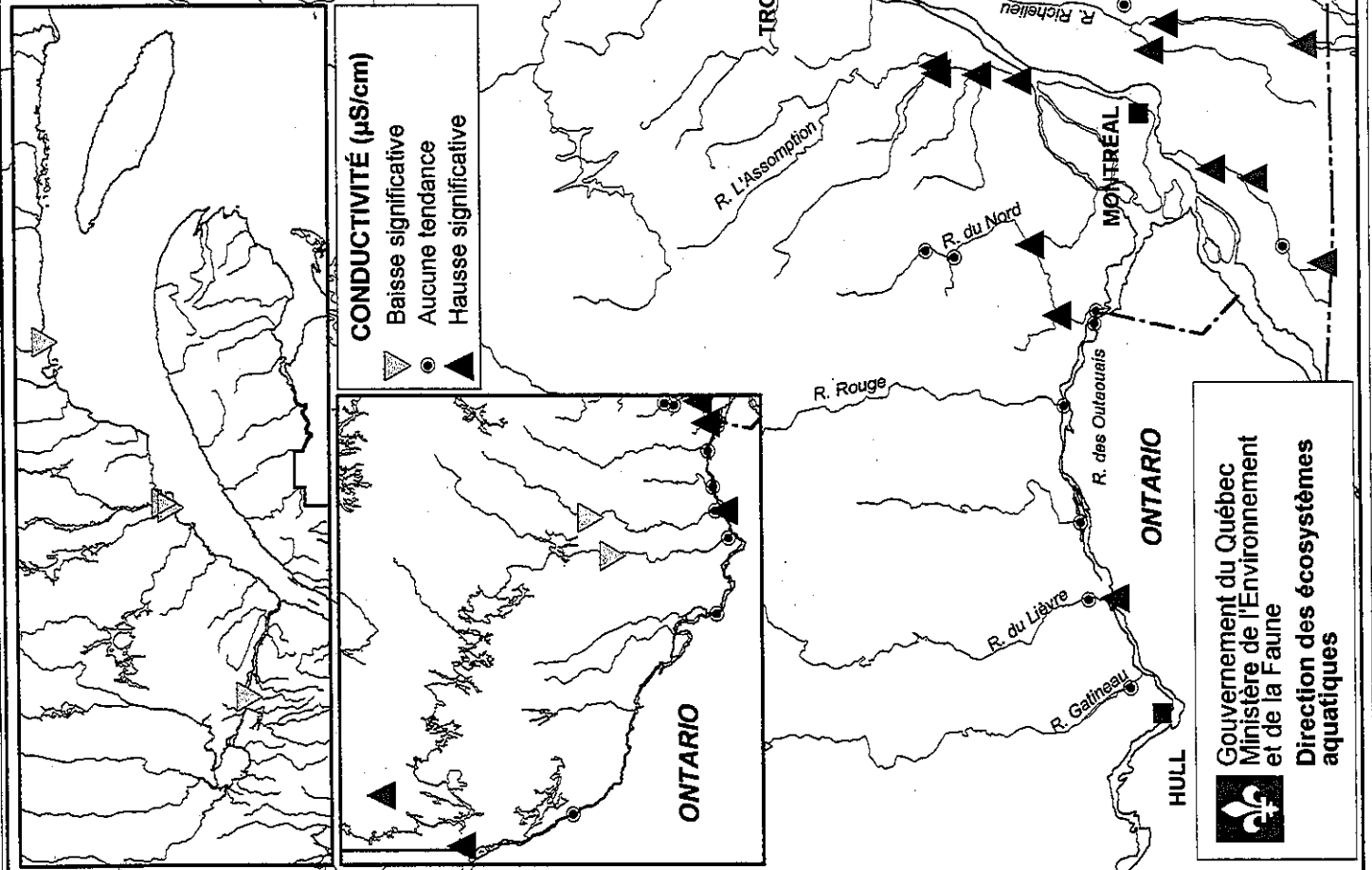
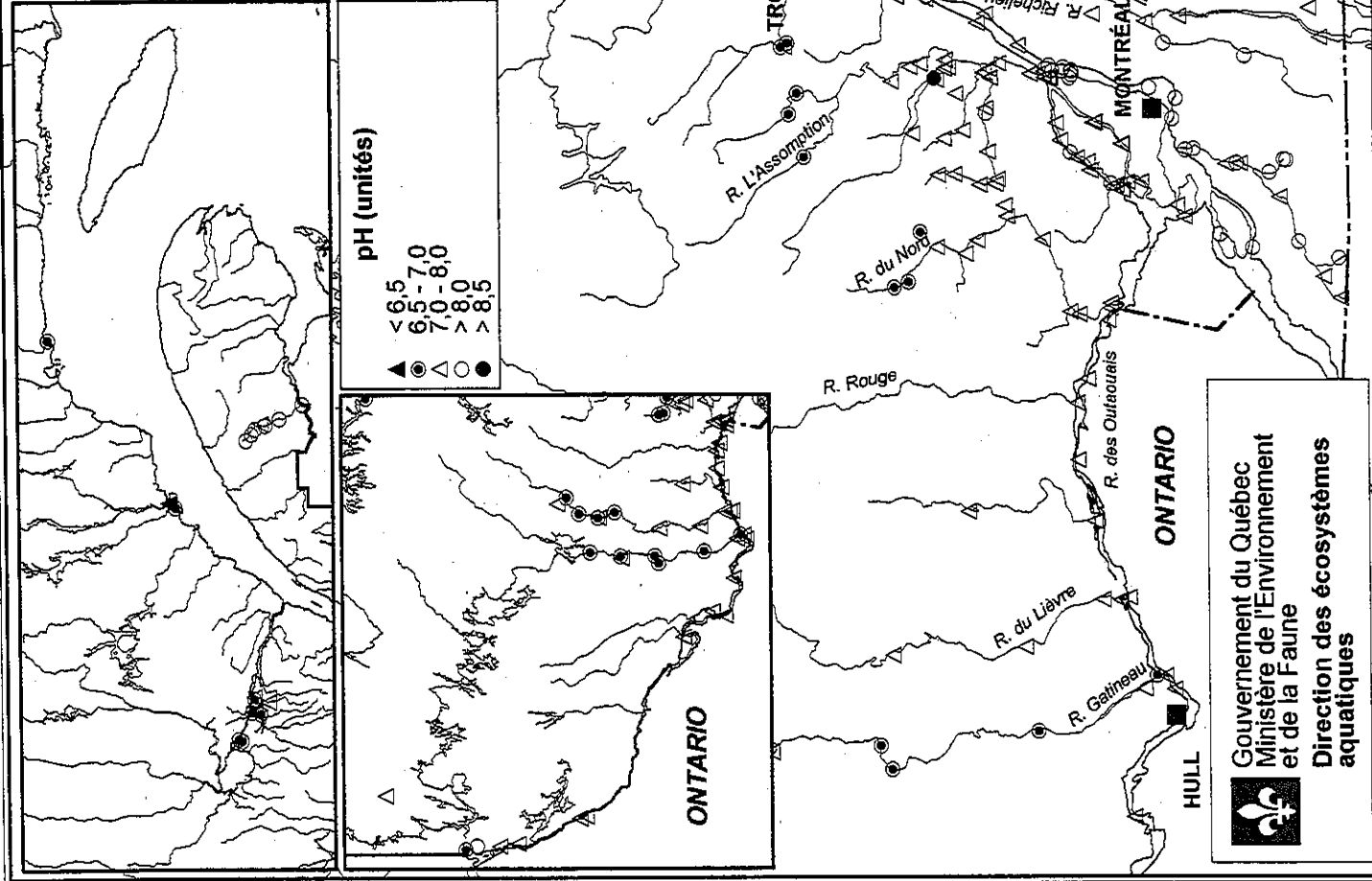


FIGURE 6
pH
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



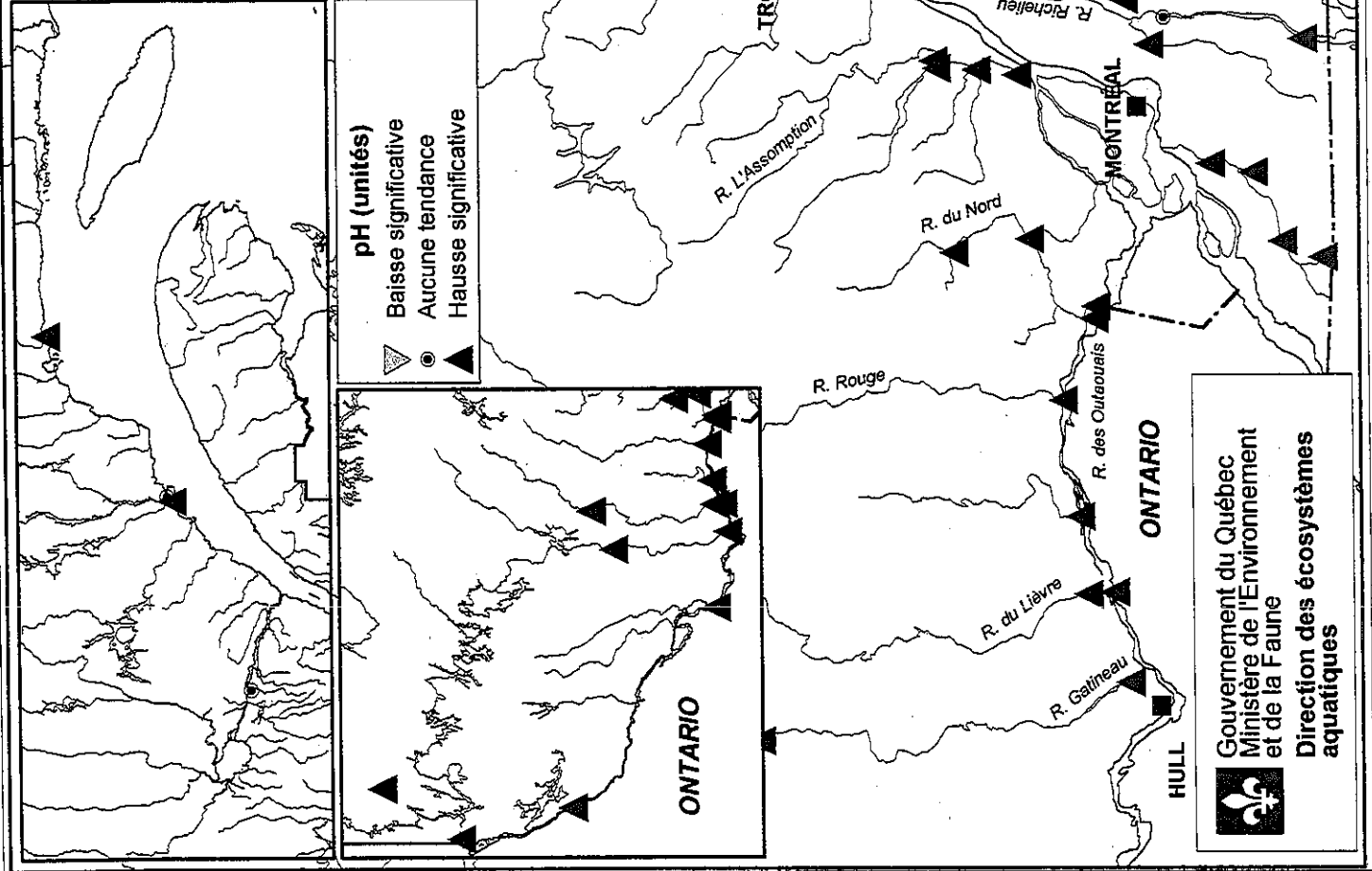
La tendance générale du pH est à la hausse, et ce, dans l'ensemble du territoire (figure 7). Dans certaines régions des États-Unis, on a aussi observé de telles tendances entre 1974 et 1981, qu'on a associées, de façon hypothétique, à l'évolution de l'activité biologique (photosynthèse et respiration) dans les cours d'eau (Smith *et al.*, 1987). Entre 1978 et 1987, on a également noté, en particulier dans le nord-est des États-Unis, une prédominance de hausses significatives du pH (Lettenmeier, 1991). Clair et Ehrman (1995) ont montré qu'entre 1983 et 1992, 10 rivières sur 18 des provinces atlantiques étaient caractérisées par une diminution de l'acidité, alors qu'aucune n'affichait de tendance contraire. Paradoxalement, sur 29 lacs du Québec, Clair *et al.*, (1995) ont observé, pour la même période, des diminutions de pH dans 5 d'entre eux et aucune tendance significative dans tous les autres, et ce, en dépit de la diminution en sulfate dans 14 lacs. La même étude démontre que sur 111 sites entre le centre de l'Ontario et les provinces atlantiques, l'acidification augmentait dans 17 lacs et qu'elle diminuait dans 34 lacs. Au Québec, il est à noter que, de 1985 à 1993, on a observé une baisse significative des concentrations de sulfate, source d'acidité, dans les précipitations sur le Québec méridional (Leduc *et al.*, 1995). Plus récemment, on a observé dans les lacs du Québec une diminution significative de la concentration de sulfate et une augmentation faible et non généralisée du pH (Bouchard, 1995). Il reste à déterminer si la hausse de pH observée dans le réseau-rivières résulte de la diminution des émissions responsables des précipitations acides, consécutive aux actions accomplies depuis le début des années 1980 par les gouvernements et les industries.

3.3 Couleur vraie

La couleur vraie est un indice de la présence de différentes substances colorées dissoutes dans l'eau, comme les acides humiques en particulier, mais aussi de certains ions métalliques (fer et manganèse) d'origine naturelle ou industrielle. L'apparence de l'eau potable constitue une caractéristique importante pour le consommateur. Le critère de qualité associé à la couleur a été établi à 15 unités Hazen pour l'eau brute d'approvisionnement et à 100 unités Hazen comme critère esthétique aux fins d'activités récréatives (MENVIQ, 1990). Comme la majorité des stations présente des médianes supérieures à 20 unités Hazen (figure 8), des traitements sont généralement appliqués pour réduire la couleur de l'eau. Il faut noter que la couleur n'est plus mesurée dans le réseau-rivières depuis 1995.

La couleur ne présente pas une différence entre le nord et le sud bien définie, quoiqu'un plus grand nombre de stations soit caractérisé par des médianes élevées (40 à > 50 unités Hazen) dans les bassins de la rive sud du Saint-Laurent (figure 9). Dans le Témiscamingue, des acides humiques provenant des conditions pédologiques particulières dont la présence de tourbières entre autres, expliquent les valeurs élevées de couleur. Dans le centre du Québec, quelques rivières sont caractérisées par un gradient amont-aval présentant des eaux peu colorées en tête de bassin et plus colorées en aval. Les rivières Yamaska et L'Assomption, en particulier, montrent un gradient amont-aval marqué. L'importante activité agricole dans ces bassins pourrait constituer une grande source de matière organique. Toutefois, les acides humiques provenant des sols forestiers et des milieux humides contribuent aussi à la couleur de l'eau. Donc, les gradients amont-aval peuvent être d'origine naturelle ou anthropique.

FIGURE 7
pH
TENDANCES 1979 - 1994



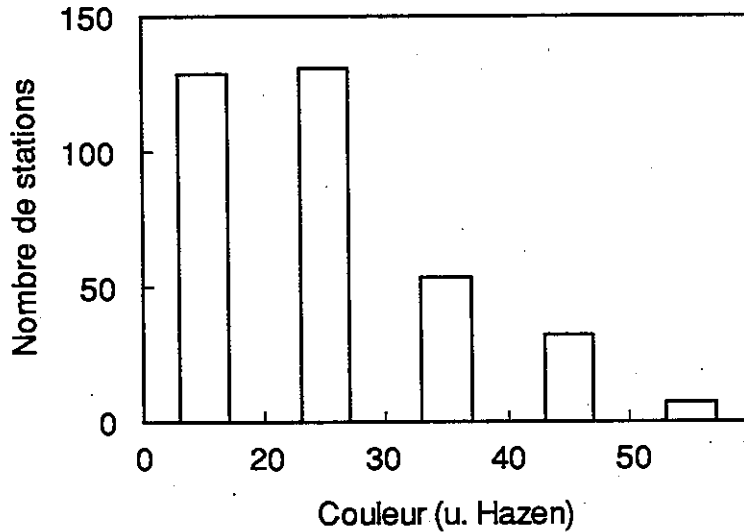


FIGURE 8 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE COULEUR VRAIE DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

3.4 Matières en suspension

Les matières en suspension (MES) désignent les particules présentes dans l'eau, qu'elles soient d'origine terrigène, sédimentaire ou biologique. Les MES sont un facteur important sur le plan esthétique, car elles contribuent à la turbidité de l'eau, qui est toujours perçue négativement par la population. Les MES produites par l'activité humaine et ajoutées aux eaux de surface ne devraient pas dépasser 10 mg/L afin de protéger la vie aquatique (MENVIQ, 1990). Une majorité de stations présente des médianes inférieures à 6 mg/L (figure 10). Toutefois, près d'une centaine de stations se situent dans l'intervalle 6 - 13 mg/L et 39 autres ont des valeurs supérieures à 13 mg/L.

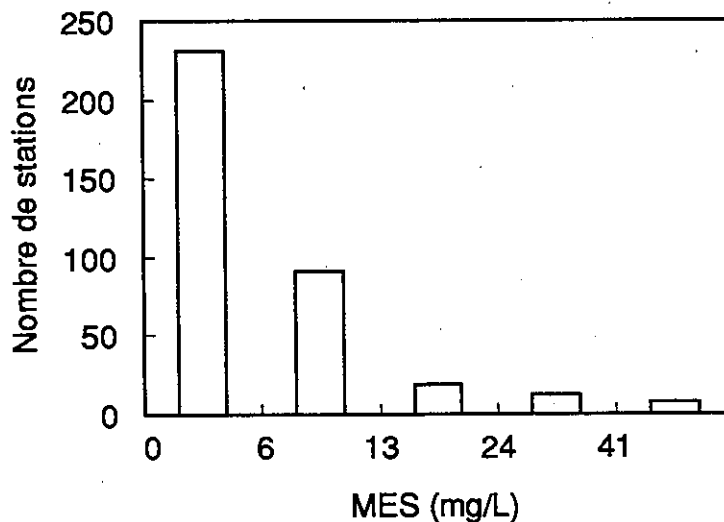
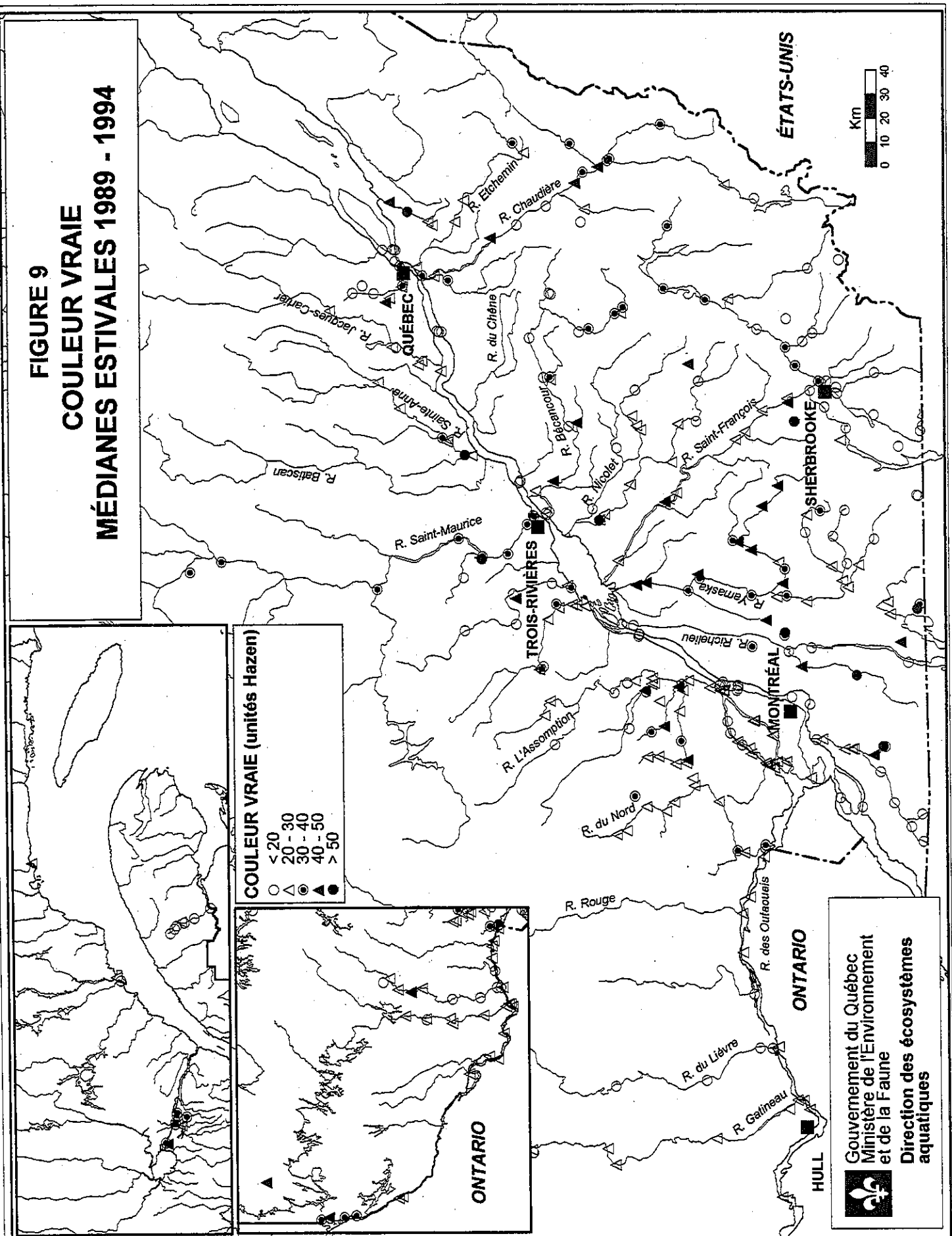


FIGURE 10 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE MATIÈRES EN SUSPENSION (MES) DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

FIGURE 9
COULEUR VRAIE
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



COULEUR VRAIE (unités Hazen)

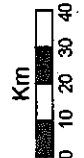
< 20
 20 - 30
 30 - 40
 40 - 50
 > 50

○ △ ● ▲

Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques



ÉTATS-UNIS



ONTARIO

ONTARIO

HULL

R. Galineau

R. du Lièvre

R. Rouge

R. des Outaouais

R. du Nord

R. L'Assomption

R. Yamaska

R. Richelieu

R. Nicolet

R. Saint-François

R. Chaudière

R. Etchemin

MONTRÉAL

SHERBROOKE

TROIS-RIVIÈRES

QUÉBEC

R. Saint-Maurice

R. Batiscan

R. de la Rivière

R. Jacques-Cartier

R. de la Grande

R. de la Petite

R. de la Grande

R. de la Petite

R. de la Grande

R. de la Petite

Les rivières de l'Outaouais, du Saguenay - Lac-Saint-Jean et de la Gaspésie présentent des valeurs faibles de MES (figure 11). Dans le Témiscamingue, les sols argileux sont la source des MES abondantes dans les eaux de surface. Dans l'ensemble, les concentrations de MES croissent d'amont en aval. Ce gradient est particulièrement notable dans la rivière Yamaska, les concentrations y variant d'inférieures à 6 mg/L à la tête du bassin, à supérieures à 41 mg/L dans le cours inférieur de la rivière. Ailleurs, les MES n'atteignent des valeurs élevées que de façon ponctuelle. Les MES d'origine agricole constituent la cause principale de dégradation de la qualité de l'eau dans les rivières des États-Unis (EPA, 1994). La présence de concentrations élevées de MES dans les rivières Yamaska et L'Assomption, deux bassins à forte activité agricole, suggère que l'érosion des sols agricoles est en cause. Dans l'ensemble, toutefois, la problématique des MES ne semble pas avoir atteint l'importance observée aux États-Unis.

Relativement peu de séries chronologiques sont disponibles pour la période 1979-1994. La majorité des séries existantes (26) ne présente pas de tendance significative (figure 12); seulement deux stations montrent une tendance à la hausse et une seule indique une tendance à la baisse. Il est à noter que les MES sont un descripteur dont les séries chronologiques sont caractérisées par une forte variabilité, rendant difficile la mise en évidence de tendances significatives. Par ailleurs, les charges de MES provenant des effluents des fabriques de pâtes et papiers ont connu une baisse d'un facteur 4 entre 1981 et 1994 (MEF, 1994) et celles d'origine municipale ont décliné d'un facteur 3 (données non publiées, ministère des Affaires municipales).

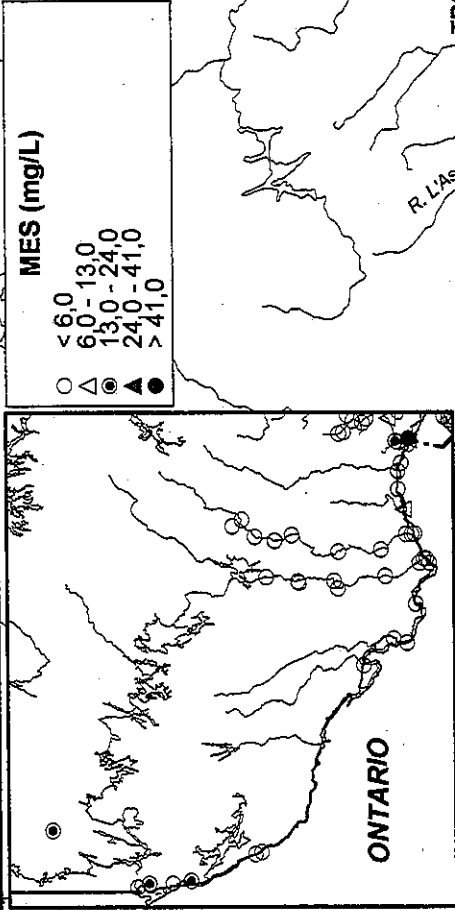
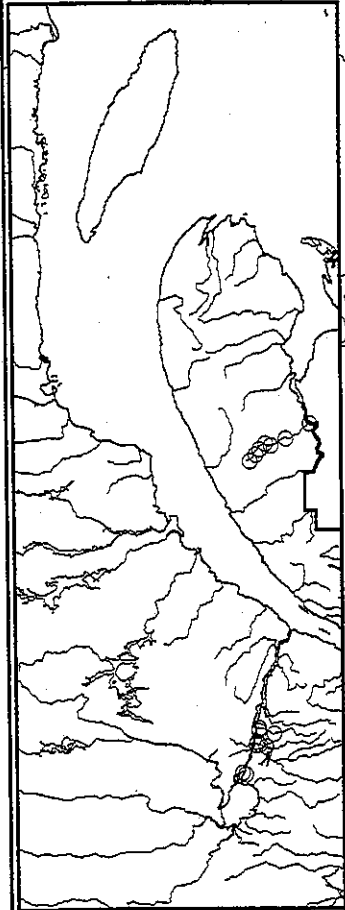
3.5 Turbidité

La turbidité est causée par la présence de MES, d'oxydes et d'hydroxydes métalliques, d'organismes planctoniques et de substances dissoutes colorées. L'effet le plus important de la turbidité est sa capacité de protection des bactéries et des virus contre la désinfection (Santé et Bien-être social Canada, 1992). Pour l'eau potable, il existe une norme de 5 UNT à des fins esthétiques, mais sur le plan sanitaire la norme est de 1 UNT avant chloration (MENVIQ, 1990). C'est donc dire que, dans la plupart des cas, les eaux de surface sont assujetties à la filtration (figure 13).

La turbidité présente une image composite reflétant la répartition des MES et de la couleur, notamment en ce qui a trait à la répartition générale, aux gradients amont-aval et à la présence de valeurs élevées dans la rivière Yamaska et dans le Témiscamingue (figure 14).

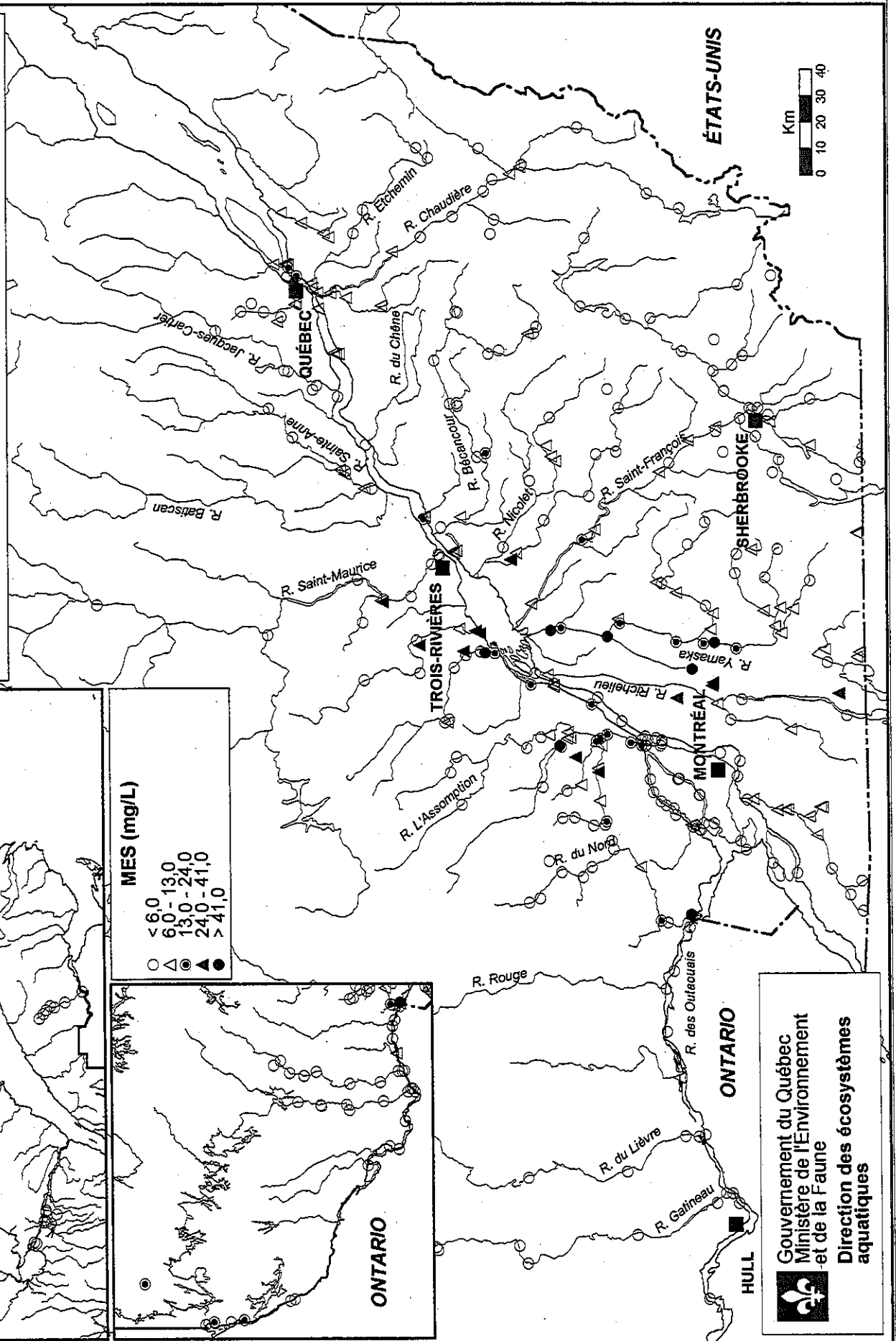
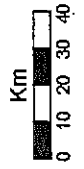
L'analyse des séries chronologiques révèle que près de la moitié des stations (38) n'affiche pas de tendance significative (figure 15). Un nombre important de stations (33) présente toutefois une tendance à la baisse, alors que 7 stations seulement, dont 2 dans la rivière Yamaska, indiquent une tendance à la hausse. Il est très probable que la tendance à la baisse observée à certaines stations soit causé par la décantation des eaux usées dans les stations d'épuration et par les contraintes de débordement qui limitent la fréquence des déversements, en temps de pluie, d'eaux usées fortement chargées en MES. De plus, les efforts d'assainissement dans le secteur des pâtes et papiers ont réduit considérablement la charge de MES imputable à cette industrie (MEF, 1994). Par contre, les hausses pourraient être reliées au développement de certaines cultures à grand interligne, comme celle du maïs, qui sont propices à l'érosion des sols. Par exemple, deux stations de la

FIGURE 11
MES
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



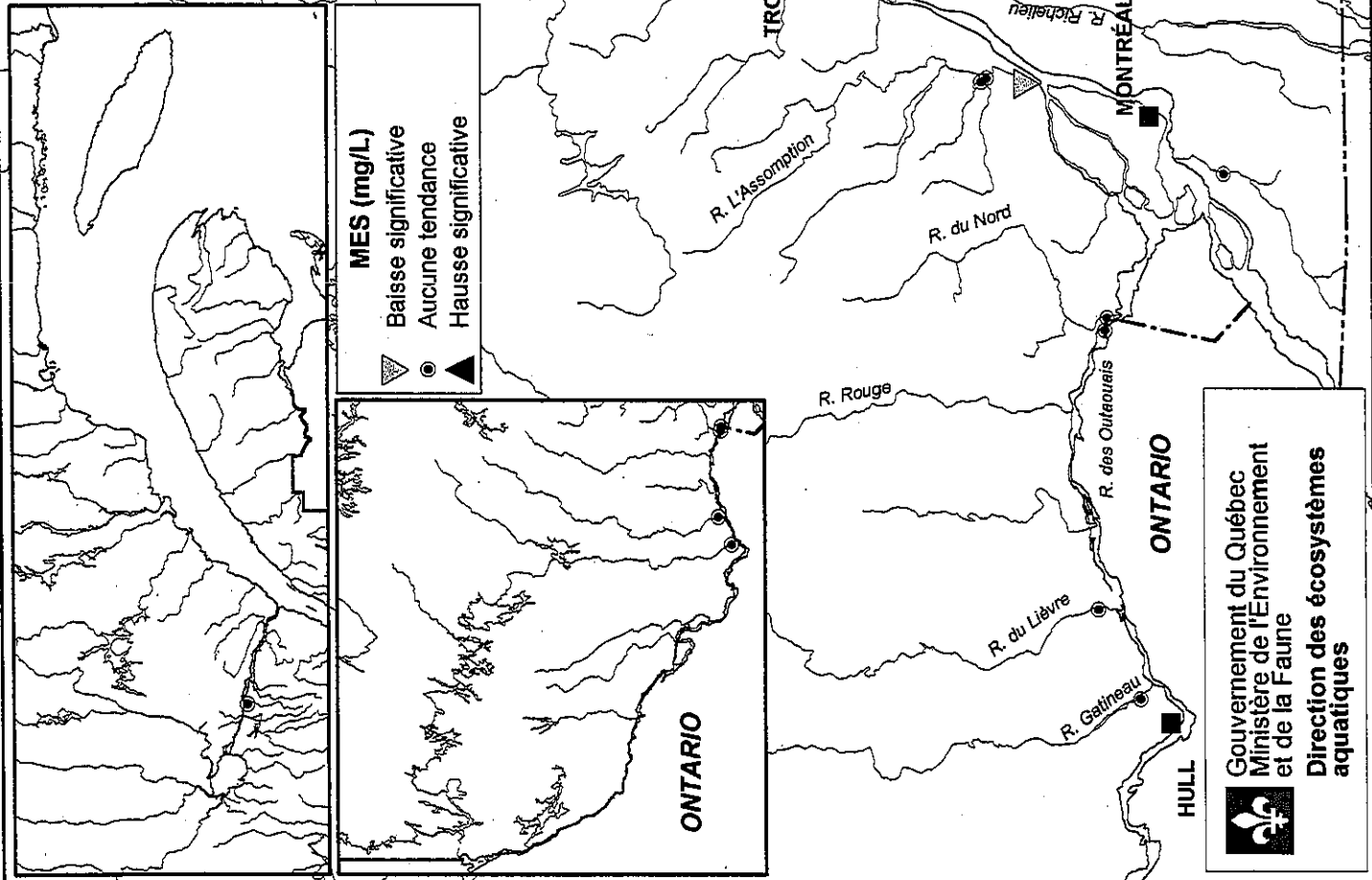
MES (mg/L)

- < 6,0
- △ 6,0 - 13,0
- 13,0 - 24,0
- ▲ 24,0 - 41,0
- > 41,0



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
et de la Faune
Direction des écosystèmes
aquatiques

FIGURE 12
MES
TENDANCES 1979 - 1994



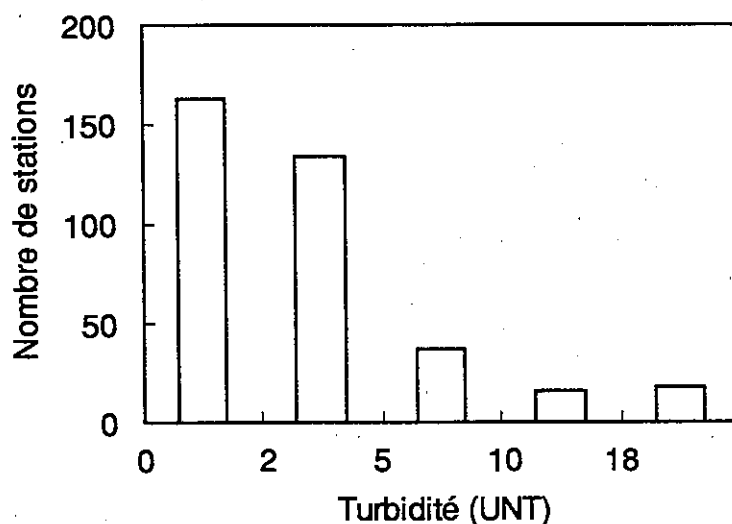


FIGURE 13 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE TURBIDITÉ DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

rivière Yamaska indiquent une tendance à la hausse; or, on sait que la superficie dévolue à la culture du maïs a considérablement augmenté dans ce bassin depuis le milieu des années 1970 (Primeau et Grimard, 1989).

3.6 Coliformes fécaux

Les coliformes fécaux constituent un indicateur de pollution d'origine fécale. Leur présence peut signaler des rejets ponctuels d'eaux usées non traitées ou, dans les zones agricoles, des apports d'origine diffuse liés à l'épandage ou au mauvais stockage des fumiers et des lisiers. Les coliformes fécaux sont utilisés pour définir des critères de qualité d'ordre sanitaire. Les normes sont de 200/100 ml pour la baignade et de 1 000/100 ml pour les activités récréatives, comme la pêche et le nautisme léger, qui entraînent un contact secondaire avec l'eau (MENVIQ, 1990). Compte tenu de l'efficacité des techniques modernes de traitement des eaux, aucune norme bactériologique n'est recommandée pour l'eau brute d'approvisionnement; toutefois, un traitement plus poussé et plus coûteux est requis lorsque l'eau brute affiche des concentrations élevées de coliformes (Santé et Bien-être social Canada, 1992). À cet effet, on recommande que les rejets d'eau usée n'amènent pas des concentrations de coliformes fécaux supérieures à 1 000/100 ml aux prises d'eau potable situées en aval (MENVIQ, 1990). Dans le réseau-rivières, les médianes se situent majoritairement dans les catégories 0 - 200/100 ml et 200 - 1 000/100 ml (figure 16). Un peu plus de la moitié des stations affiche des médianes supérieures à la norme pour la baignade. Un nombre important de stations (66) est caractérisé par des médianes supérieures à 1 000/100 ml et témoigne d'une eau de mauvaise qualité sur le plan bactériologique, compromettant même les activités à contact secondaire avec l'eau.

FIGURE 14
TURBIDITÉ
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994

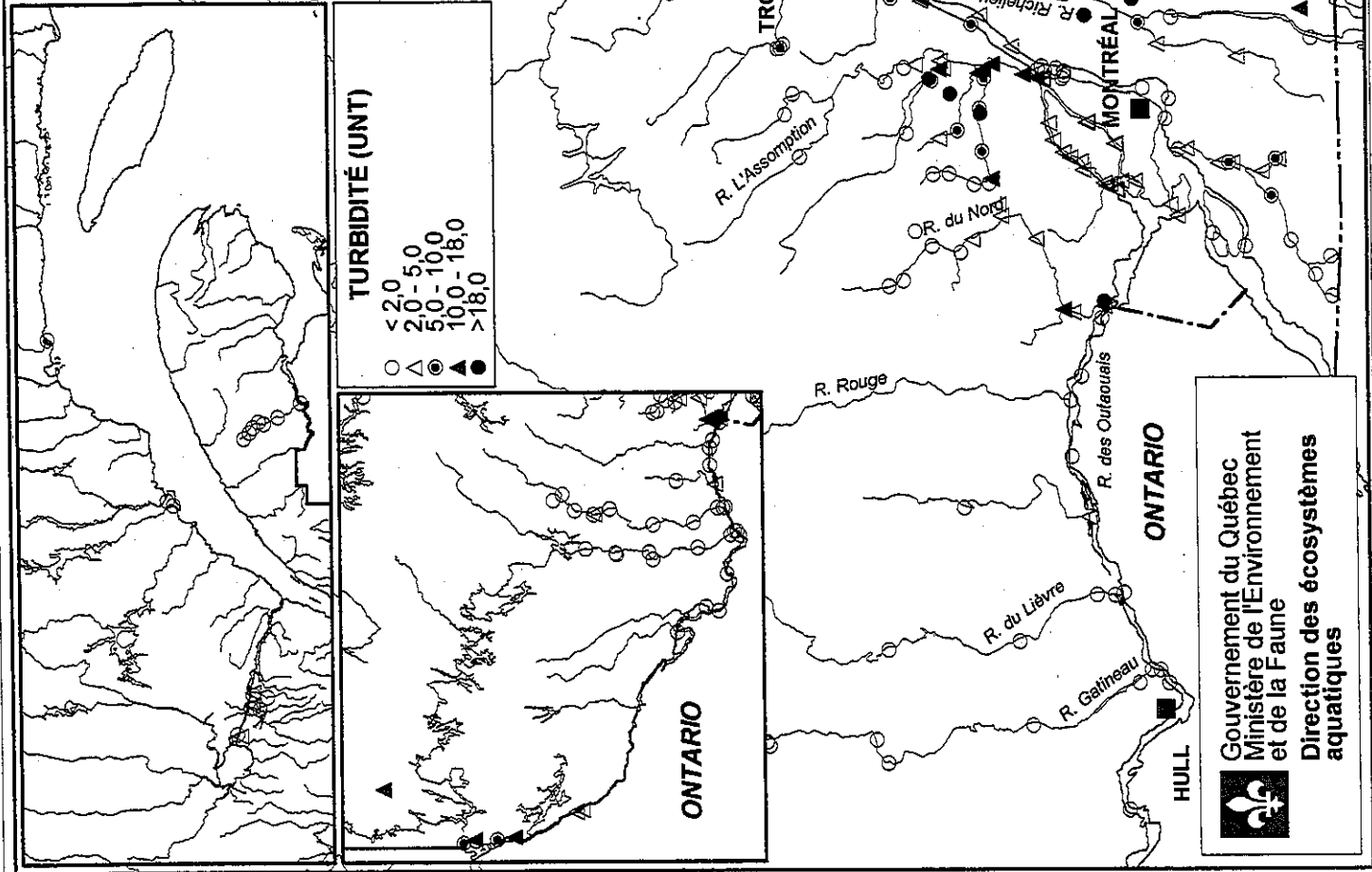
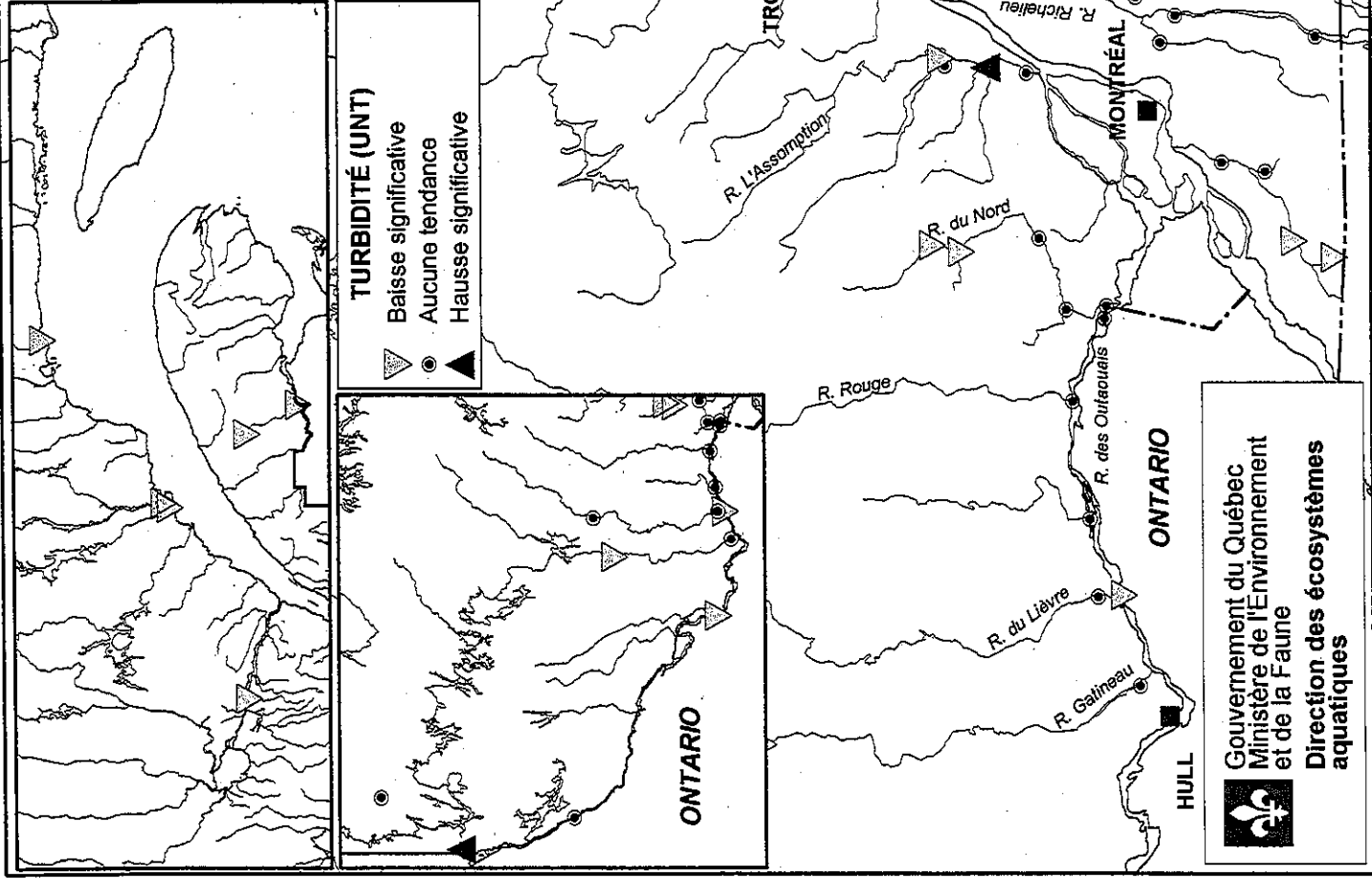


FIGURE 15
TURBIDITÉ
TENDANCES 1979 - 1994



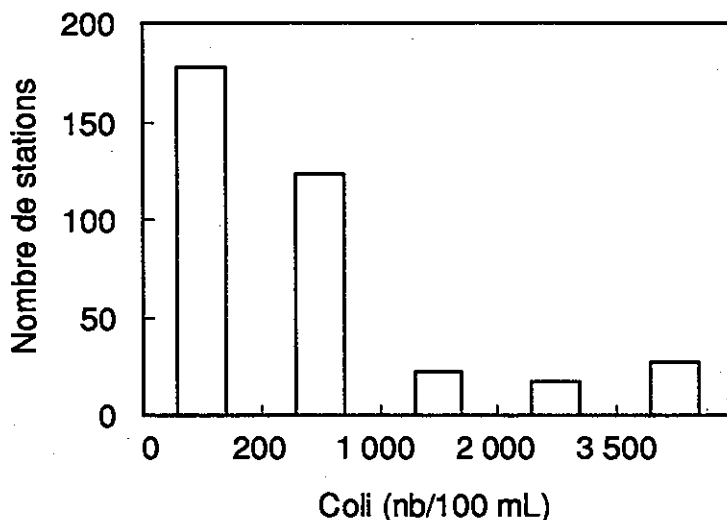
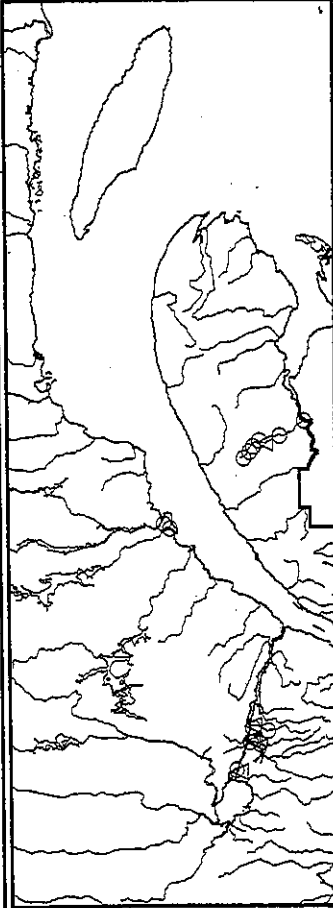


FIGURE 16 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE COLIFORMES FÉCAUX DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

Les rivières de l'Outaouais, de la Gaspésie, de la Côte-Nord et du Saguenay — Lac-Saint-Jean ont, dans l'ensemble, une très bonne qualité bactériologique soit des concentrations médianes de coliformes fécaux généralement inférieures à 200/100 ml (figure 17). La répartition des coliformes fécaux indique que le cours inférieur de la plupart des cours d'eau du Québec subit une contamination fécale importante. De nombreuses stations situées sur les cours d'eau des régions centrales du Québec méridional révèlent une mauvaise qualité bactériologique, soit des concentrations de coliformes fécaux supérieures à 1 000/100 ml. On retrouve de façon ponctuelle des stations affichant une très mauvaise qualité bactériologique; elles présentent des concentrations supérieures à 3 500/100 ml. En particulier, le Saint-Laurent en aval de Montréal, la rivière Saint-François en aval de Drummondville et de Sherbrooke et la rivière Saint-Charles dans son secteur en aval illustrent que les rejets urbains constituent souvent une des principales causes de dégradation de la qualité de l'eau sur le plan bactériologique.

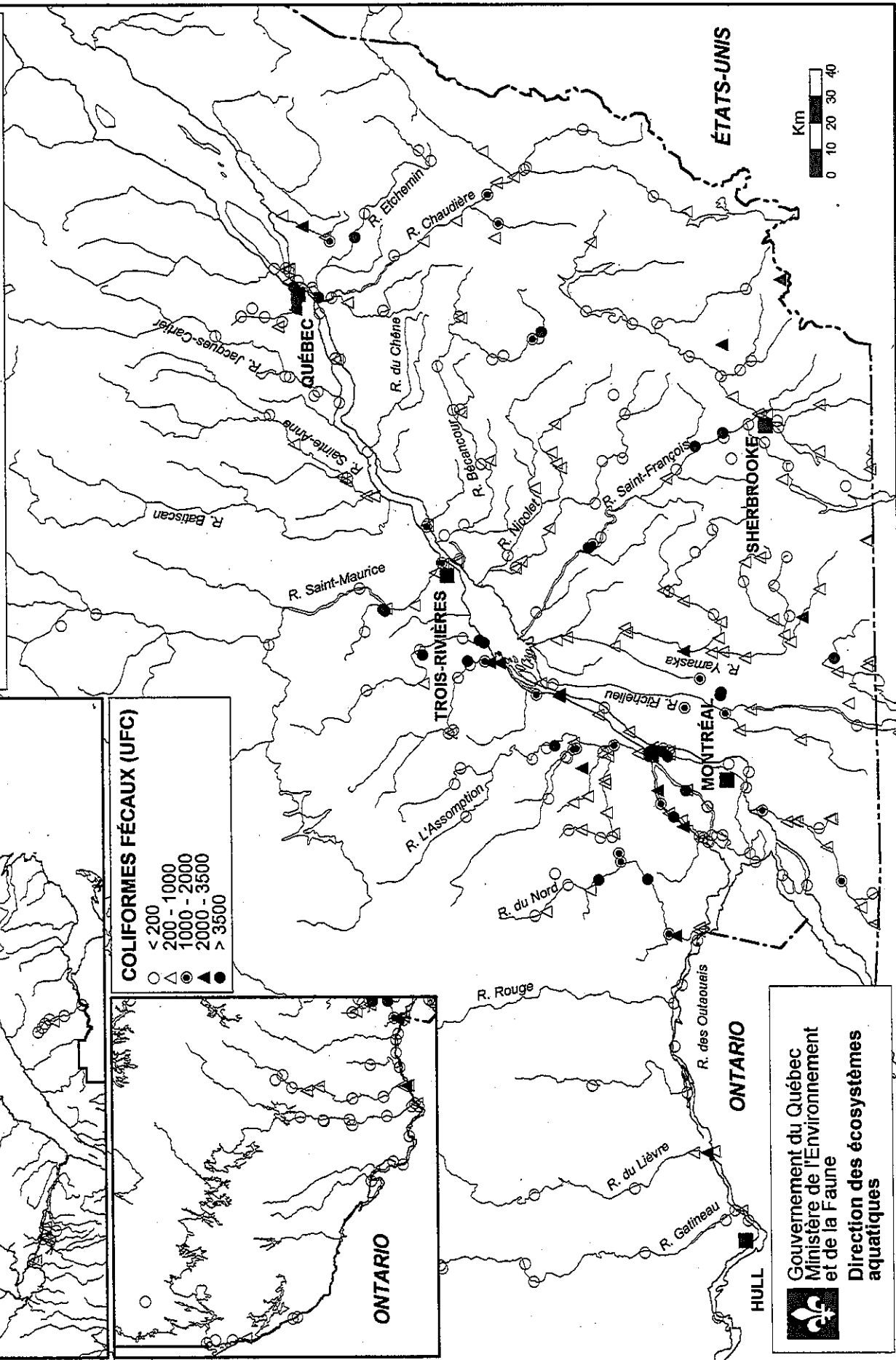
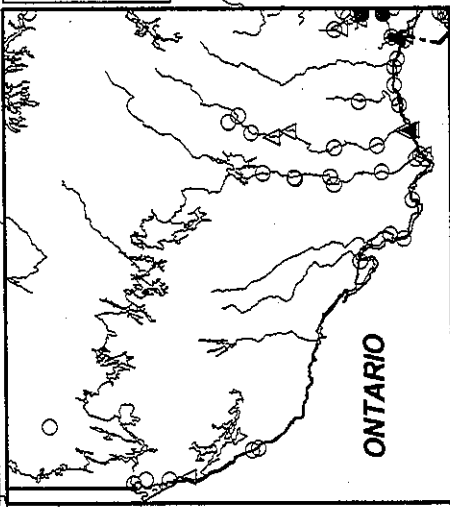
Les séries chronologiques relatives aux coliformes fécaux sont plus courtes (1989-1994) que celles des autres descripteurs. Toutefois, compte tenu de l'importance de ce descripteur en regard de l'usage récréatif des cours d'eau, l'analyse des séries chronologiques a été réalisée. Le traitement statistique a révélé que ces séries présentent une forte variabilité, ce qui rend d'autant plus difficile la détection de tendances significatives. En conséquence, la grande majorité des stations (47) ne présente pas de tendance significative (figure 18). Onze stations affichent des tendances à la baisse et une seule indique une tendance à la hausse. Cette prépondérance de tendances à la baisse constitue un indice encourageant quant à l'évolution de la qualité bactériologique dans le réseau-rivières.

FIGURE 17
COLIFORMES FÉCAUX
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



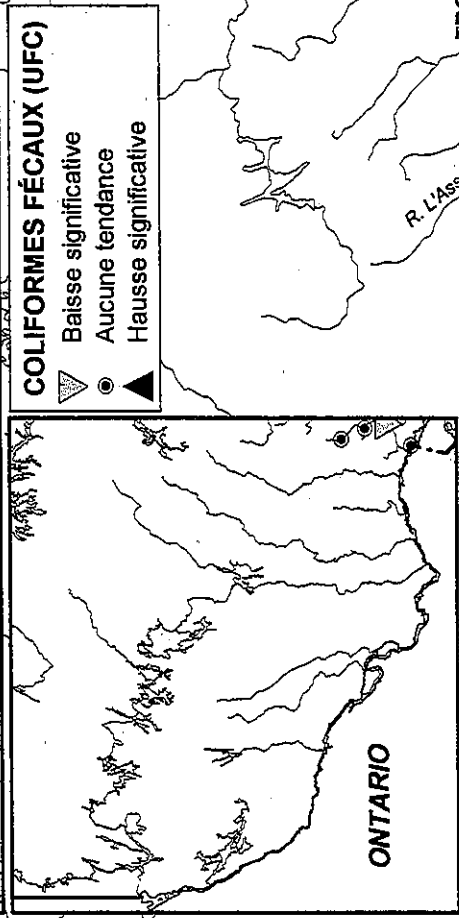
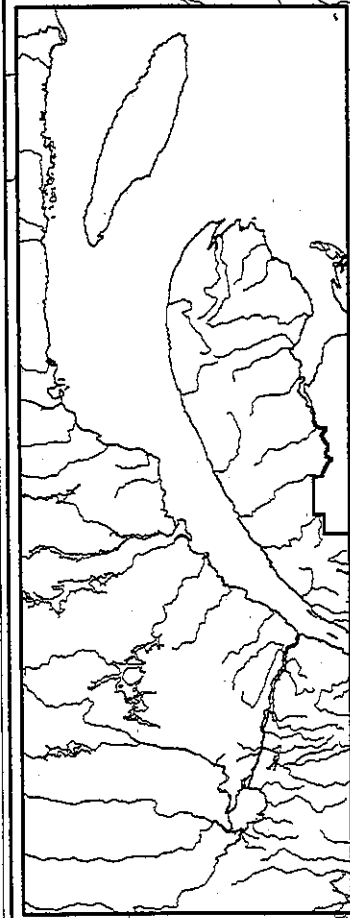
COLIFORMES FÉCAUX (UFC)

○	< 200
△	200 - 1000
●	1000 - 2000
▲	2000 - 3500
●	> 3500



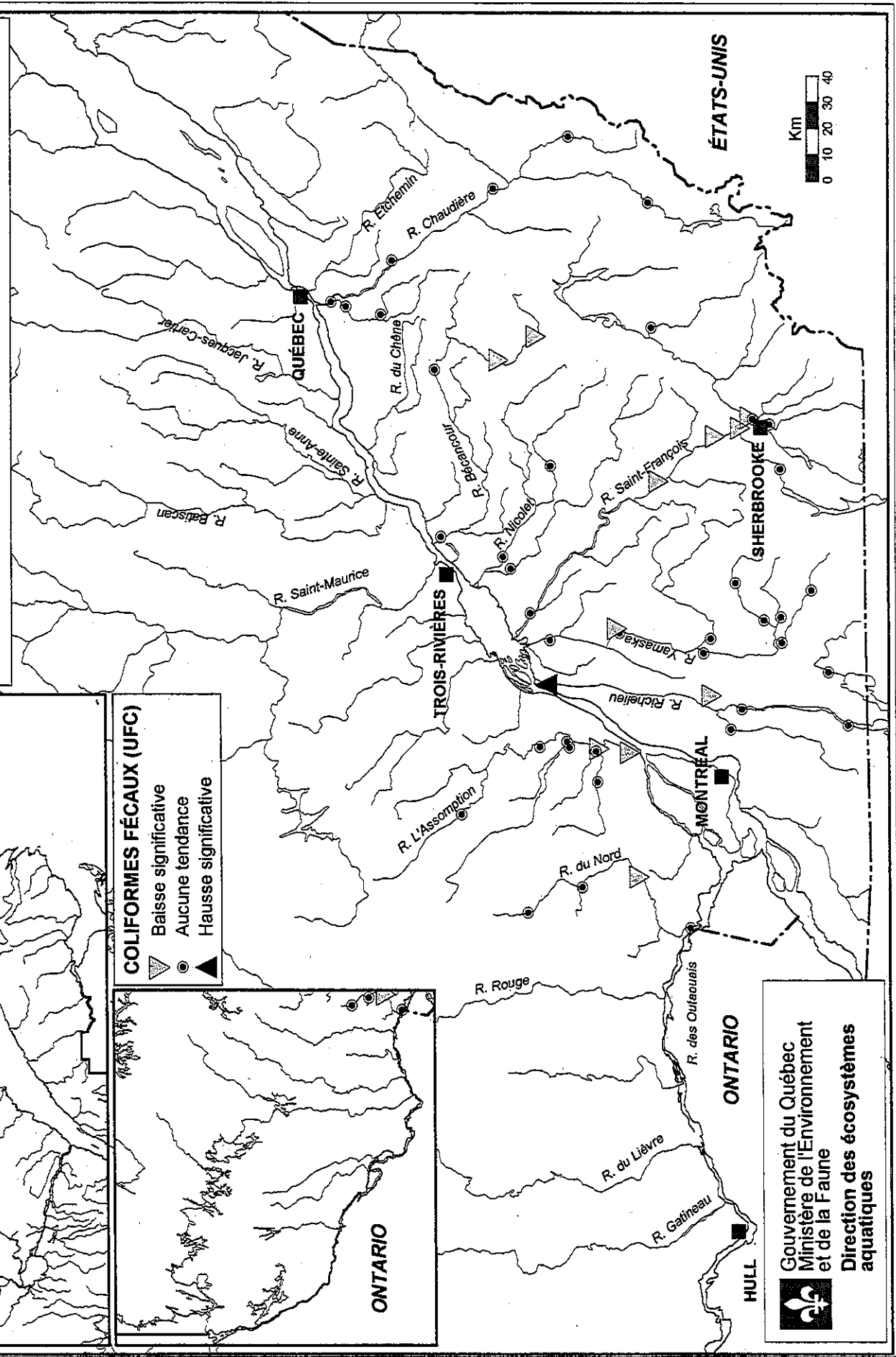
Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

**FIGURE 18
COLIFORMES FÉCAUX
TENDANCES 1989 - 1994**



COLIFORMES FÉCAUX (UFC)

- ▲ Baisse significative
- Aucune tendance
- ▼ Hausse significative



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
et de la Faune
Direction des écosystèmes
aquatiques



3.7 Phosphore total

On considère généralement que le phosphore est l'élément limitant de la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques en eau douce (OCDE, 1982). Les apports en phosphore constituent donc la cause directe de l'eutrophisation des cours d'eau, c'est-à-dire la croissance excessive de phytoplancton et de plantes aquatiques pouvant mener, lors de la décomposition de cette biomasse végétale, à un déficit en oxygène nuisible aux autres communautés. Dès 1970, le phosphore était éliminé des détergents au Canada. Par la suite, des efforts considérables ont été entrepris dans les pays industrialisés afin de réduire les rejets de phosphore provenant des stations d'épuration des eaux. Au Québec, on a établi le seuil de l'eutrophisation à 0,03 mg/L de phosphore total (MENVIQ, 1990). En Suède, où les conditions climatiques, hydrologiques, pédologiques et écologiques s'apparentent à celles du Québec, on a établi une classification (en termes de phosphore et d'azote total) visant la protection des lacs et des cours d'eau (SEPA, 1991). On considère comme élevées des concentrations entre 0,025 et 0,05 mg/L et comme très élevées des concentrations supérieures à 0,05 mg/L. Dans le réseau-rivières, la majorité des stations (58 %) affiche, selon les critères suédois, des médianes élevées, soit des médianes supérieures à 0,025 mg/L (figure 19). La moitié des stations ont des médianes supérieures au seuil de 0,03 mg/L et sont donc caractérisées par des concentrations de phosphore propices à l'eutrophisation.

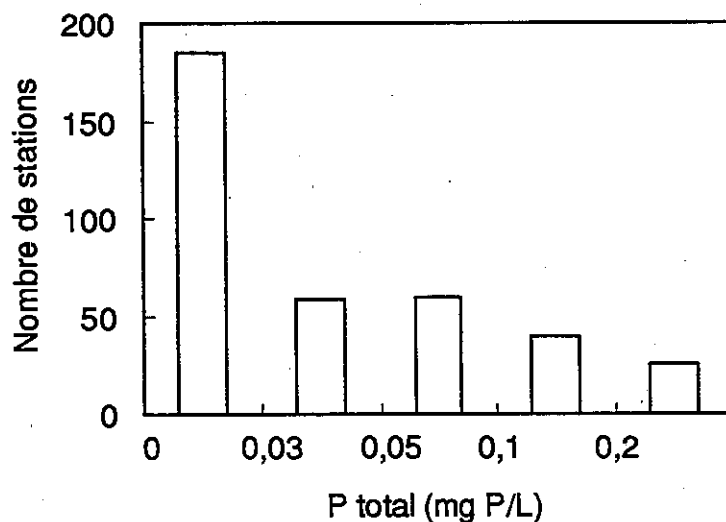
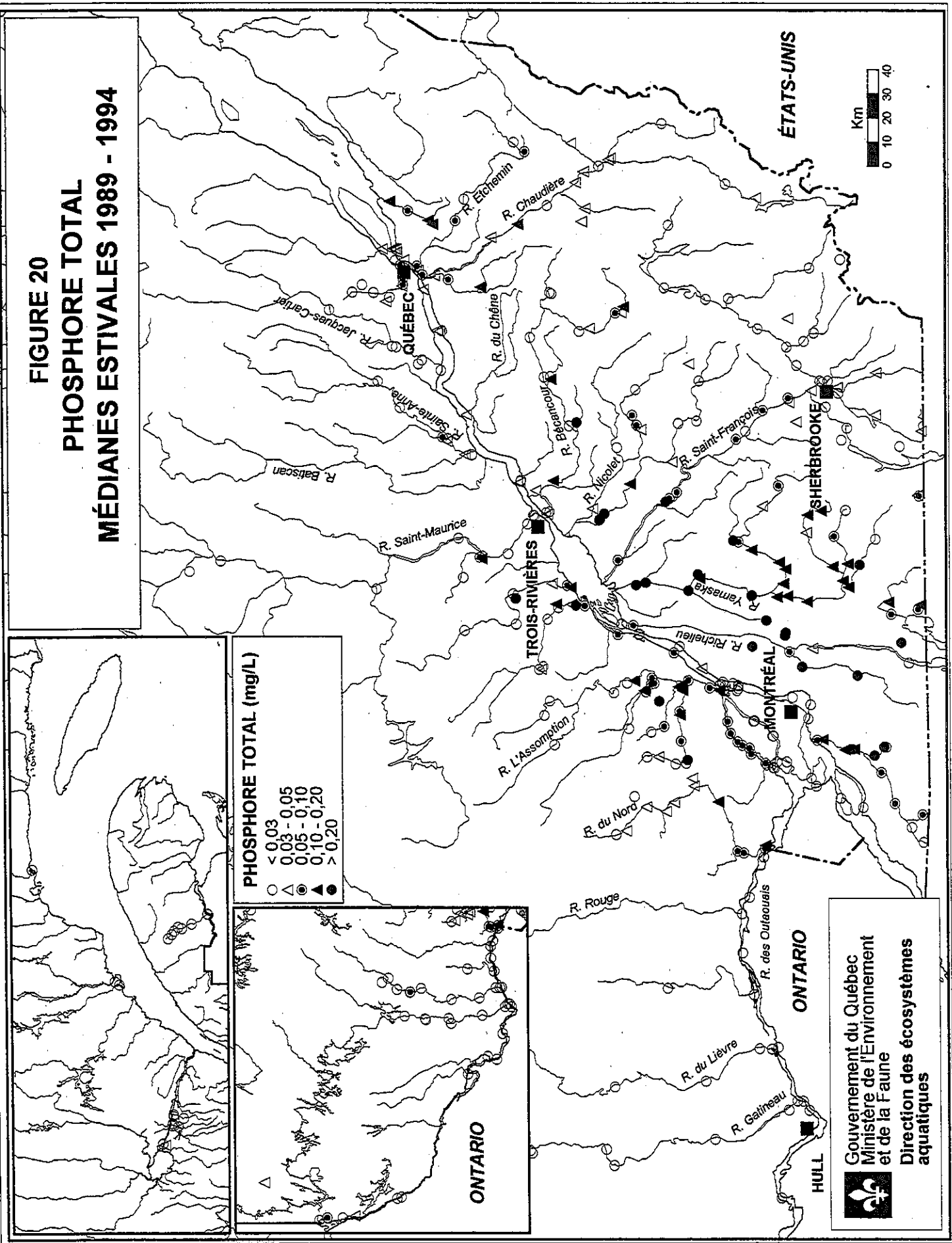


FIGURE 19 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE PHOSPHORE TOTAL DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

Le phosphore total est présent en faibles concentrations (< 0,03 mg/L) dans les rivières de l'Outaouais, de la Gaspésie, de la Côte-Nord et du Saguenay — Lac-Saint-Jean (figure 20). À l'autre extrême, les rivières de bassins agricoles (Châteauguay, Yamaska, Nicolet, Boyer et L'Assomption) sont caractérisées par de fortes concentrations (0,1 à > 0,2 mg/L). Les

FIGURE 20
PHOSPHORE TOTAL
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



PHOSPHORE TOTAL (mg/L)

- < 0,03
- △ 0,03 - 0,05
- 0,05 - 0,10
- 0,10 - 0,20
- ▲ > 0,20

Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

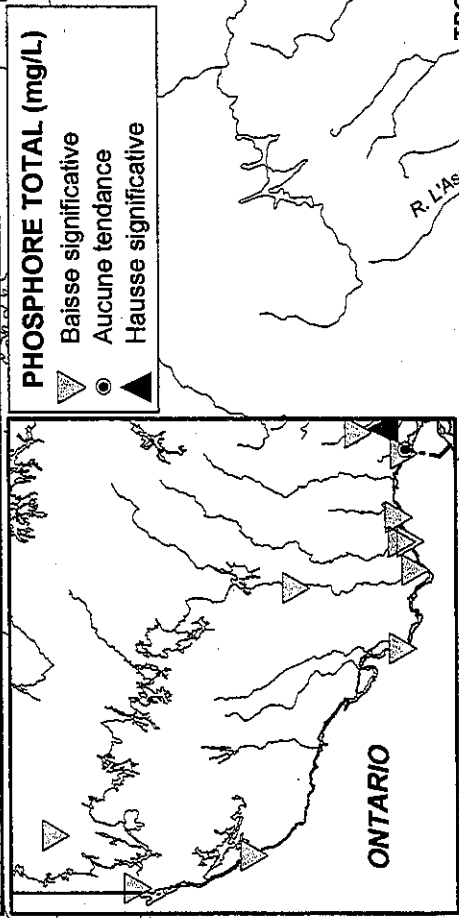
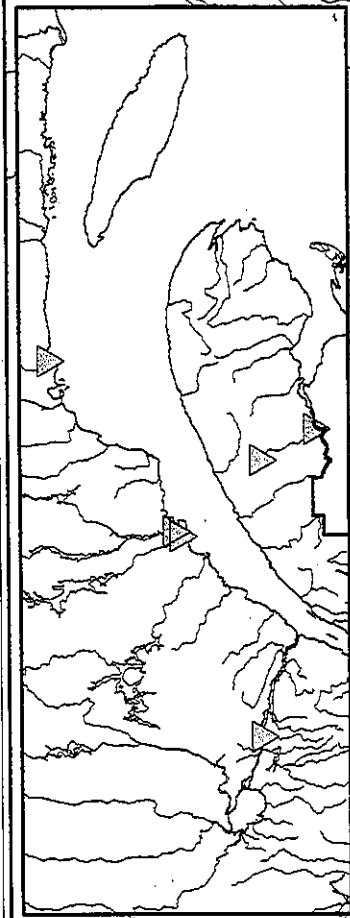
concentrations sont faibles ($< 0,03$ mg/L) à la tête de la plupart des rivières du centre du Québec et augmentent en aval. La répartition observée dans le réseau-rivières suggère que les charges d'origine agricole contribuent fortement aux apports de phosphore dans les eaux de surface. L'utilisation de grandes quantités de phosphore sous forme de fumiers et d'engrais minéraux peut à long terme saturer les sols et provoquer l'enrichissement des eaux de surface des bassins agricoles (Simard *et al.*, 1995). De plus, l'épandage de lisiers en période de pluie amène une charge importante de phosphore par ruissellement vers les cours d'eau (Gangbazo *et al.*, 1993).

La tendance des séries chronologiques de phosphore total est à la baisse à 48 stations, à la hausse à 2 stations, alors que 10 stations ne présentent pas de tendance significative (figure 21). Quoique plusieurs rivières affichent encore des valeurs bien supérieures au seuil de $0,03$ mg/L, la direction des tendances indique une amélioration sensible de la situation. La prépondérance de stations présentant une tendance à la baisse est un indice que, dans les bassins où une part importante de la charge phosphorée provenait des rejets urbains ou industriels, les efforts de réduction de rejets de phosphore ont été fructueux. Au cours de la période 1980-1994, la charge en phosphore total dans les eaux usées municipales a diminué de moitié en période estivale à la suite de l'implantation des stations d'épuration du PAEQ (données non publiées, ministère des Affaires municipales). Il est également à noter que l'utilisation accrue des engrais chimiques ne s'est pas traduite par une hausse importante de l'épandage de phosphore sur les terres agricoles, la fraction phosphorée des engrais n'augmentant que très peu pendant la période 1978-1994 (données non publiées, Statistique Canada et Association des fabricants d'engrais du Québec). De plus, depuis 1988, le Programme d'aide à l'amélioration de la gestion des fumiers (PAAGF) a entraîné la construction de structures d'entreposage qui peuvent recevoir près de 6 millions de m^3 de fumiers et de lisiers, ce qui réduit la perte d'azote et de phosphore vers les cours d'eau. Cependant, dans les bassins agricoles, des améliorations notables pourraient encore découler de meilleures pratiques de fertilisation et de gestion des fumiers.

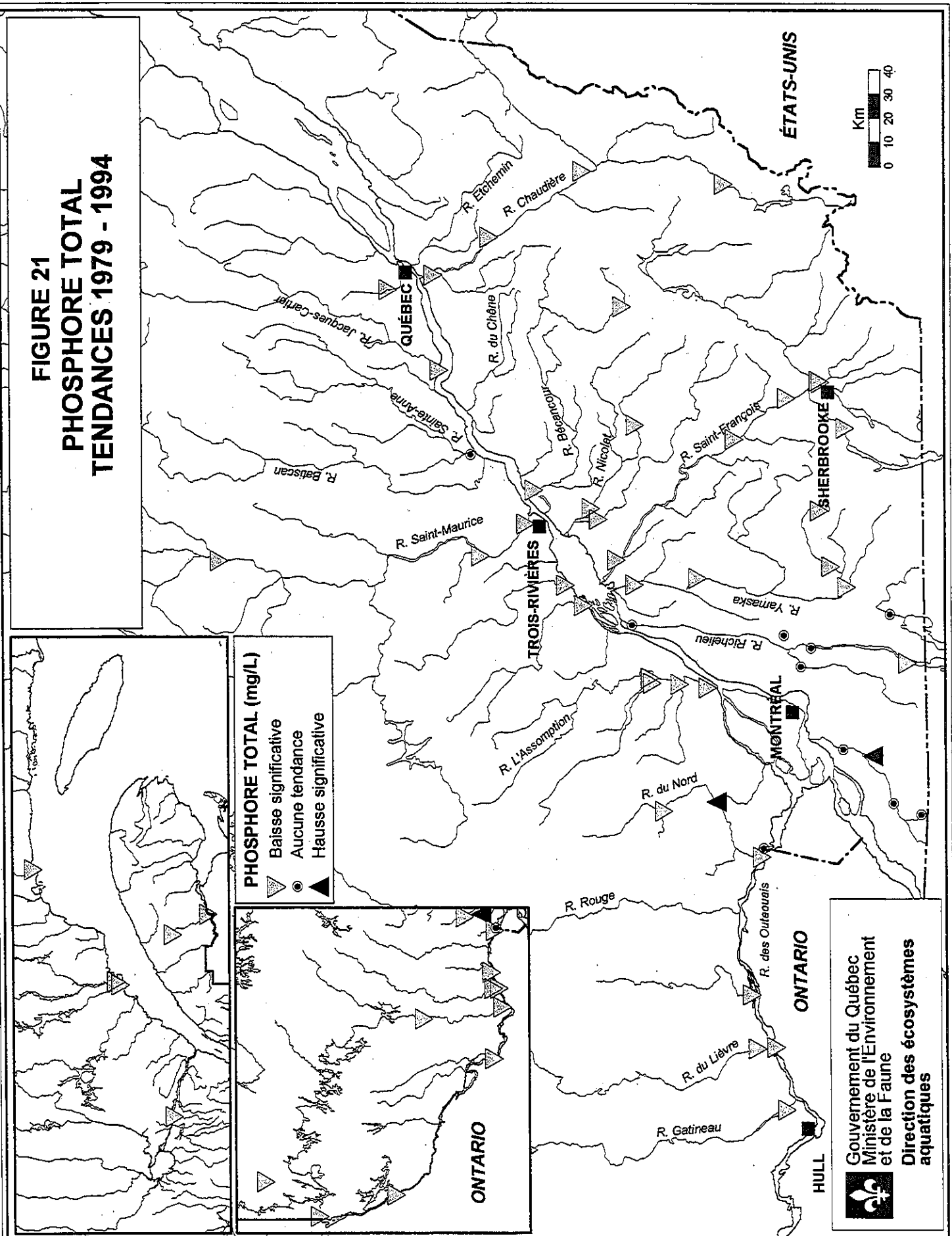
3.8 Nitrites et nitrates

Les nitrites-nitrates constituent la forme la plus oxydée et la plus abondante de l'azote. Ils résultent du processus de nitrification, c'est-à-dire de l'oxydation de l'azote organique et ammoniacal. Généralement présents en faible concentration dans les eaux de surface, les nitrites-nitrates peuvent causer la méthémoglobinémie chez les nouveau-nés quand les concentrations atteignent des valeurs élevées. À cet effet, un seuil de 10 mg/L a été décrété pour l'eau brute d'approvisionnement (MENVIQ, 1990). Les nitrates constituent une composante majeure des engrais chimiques. En Suède, on considère comme faibles ou très faibles des concentrations inférieures à $0,45$ mg/L (SEPA, 1991). Dans le réseau-rivières, l'immense majorité des stations affiche des médianes inférieures à $0,5$ mg/L, donc des concentrations faibles (figure 22).


**FIGURE 21
PHOSPHORE TOTAL
TENDANCES 1979 - 1994**



PHOSPHORE TOTAL (mg/L)
 ▲ Baisse significative
 ● Aucune tendance
 ▼ Hausse significative



Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques



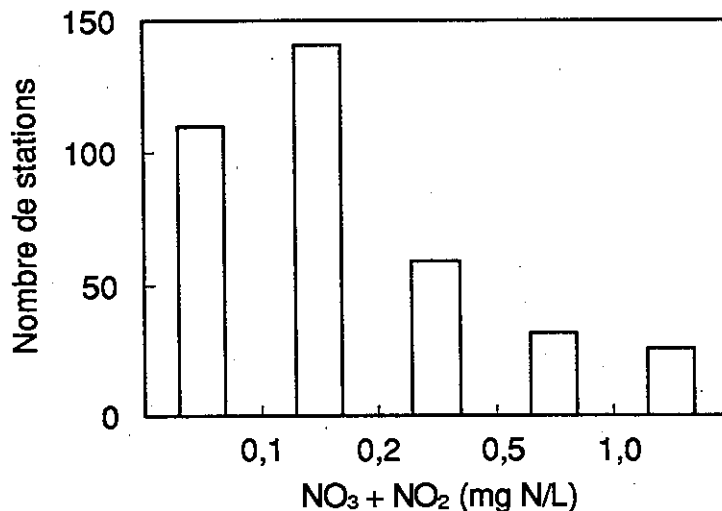


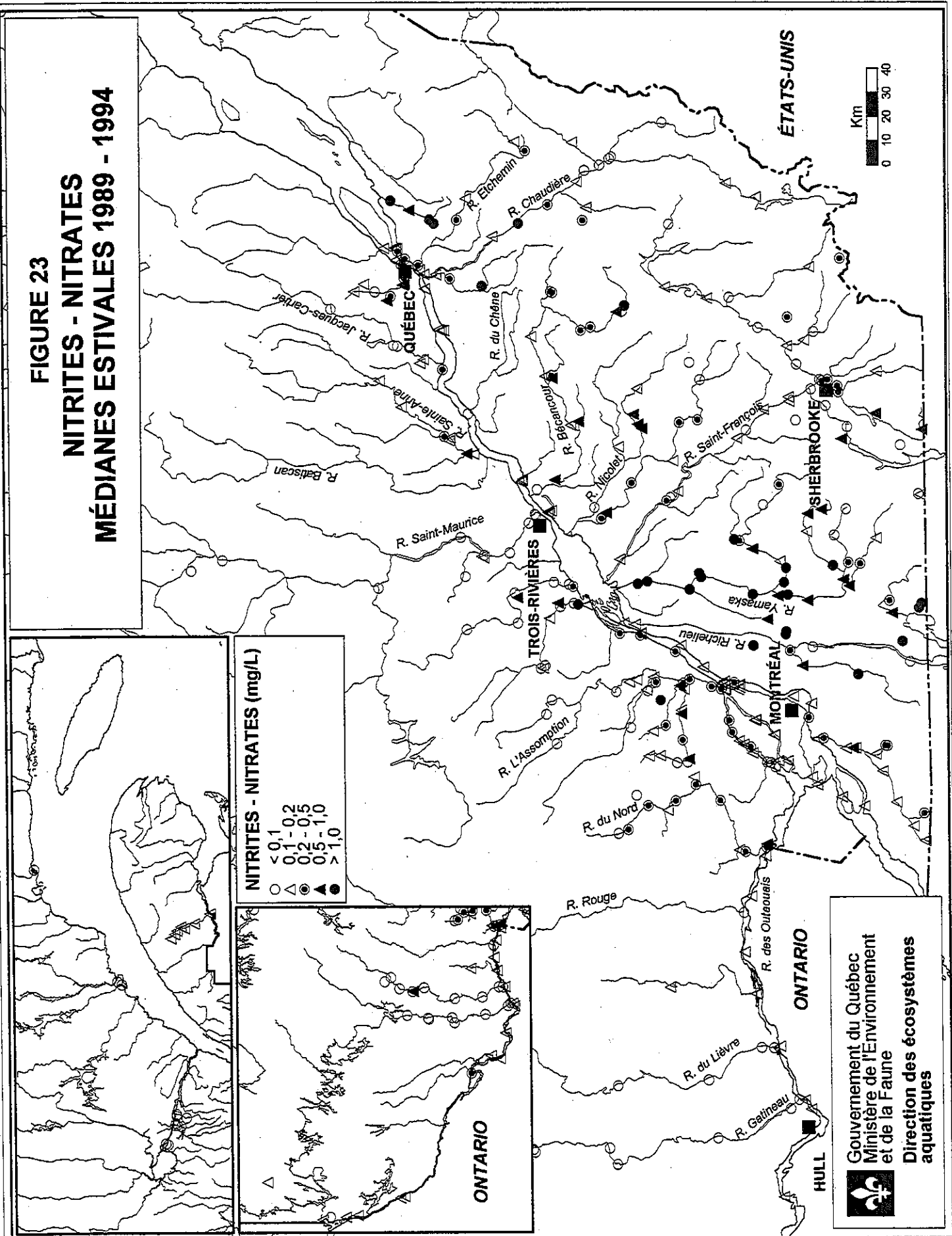
FIGURE 22 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE NITRITES-NITRATES DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

Dans les régions périphériques, à la tête des bassins et dans les bassins de la rive nord du Saint-Laurent, les médianes sont généralement inférieures à 0,5 mg/L, tandis que sur la rive sud, la fréquence de valeurs supérieures à 0,5 mg/L est plus élevée (figure 23). Ce sont les bassins des rivières Richelieu, Yamaska, Boyer et L'Assomption qui affichent les valeurs les plus élevées, ce qui suggère que les nitrites-nitrates sont comme dans le cas du phosphore (section 3.7), d'origine agricole.

L'analyse des séries chronologiques révèle que près de la moitié des tendances (34) sont non significatives (figure 24). Toutefois, un nombre important de stations (32) est caractérisé par une tendance à la hausse, alors que seulement 4 stations indiquent une tendance à la baisse. La plupart des hausses sont observées dans le sud-ouest, donc dans la zone agricole du Québec. Une cause probable de l'augmentation des nitrites-nitrates dans les eaux de surface est l'utilisation accrue d'engrais chimiques, en raison de l'intensification de l'agriculture. En effet, la part azotée des engrais vendus au Québec est passée de 40 000 tonnes en 1978 à près de 100 000 tonnes au début des années 1990 (données non publiées, Statistique Canada et Association des fabricants d'engrais du Québec). Par ailleurs, le traitement des eaux favorise la nitrification de l'azote organique et ammoniacal et a pour effet d'augmenter les rejets d'azote oxydé et de réduire ceux d'azote réduit. Enfin, l'entreposage des fumiers et des lisiers dans des structures d'entreposage et leur épandage subséquent sur les sols agricoles a pour effet de réduire la charge en azote ammoniacal, mais n'empêche pas l'exportation d'azote sous forme de nitrites-nitrates vers les cours d'eau.

Bien que les concentrations de nitrites-nitrates soient généralement faibles et que les hausses observées n'aient probablement que peu ou pas d'impact sur la santé humaine et sur celle des écosystèmes d'eau douce, ces hausses sont tout de même préoccupantes. En effet, les nitrites-nitrates et l'azote total sont très largement à la hausse aux États-Unis, particulièrement dans l'est du pays (Smith *et al.*, 1987, Lettenmaier *et al.*, 1991). On observe de telles hausses dans la plupart des pays industrialisés. On peut donc présumer que de telles hausses existent dans tout le

FIGURE 23
NITRITES - NITRATES
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994

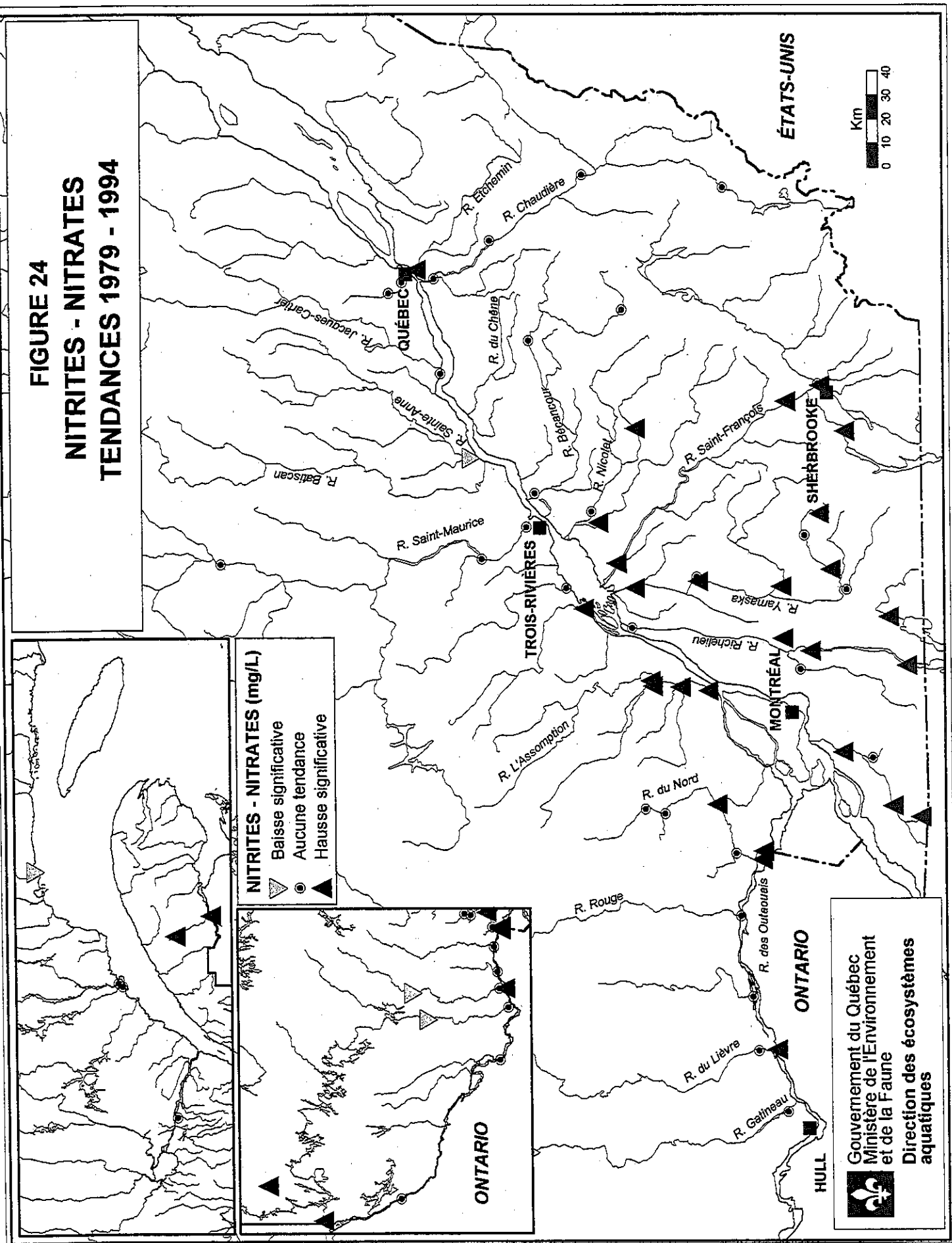


NITRITES - NITRATES (mg/L)

- < 0,1
- △ 0,1 - 0,2
- 0,2 - 0,5
- ▲ > 0,5 - 1,0

Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

FIGURE 24
NITRITES - NITRATES
TENDANCES 1979 - 1994



NITRITES - NITRATES (mg/L)
 Baisse significative
 Aucune tendance
 Hausse significative

Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

bassin hydrologique du Saint-Laurent. Cet excédent d'azote d'origine continentale se retrouve ultimement dans les eaux côtières de l'estuaire maritime et du golfe Saint-Laurent, où l'azote a une importance écologique cruciale, puisqu'il y est l'élément limitant de la croissance de phytoplancton. On réalise maintenant le rôle des apports d'azote dans l'eutrophisation de plus en plus fréquemment observée des zones côtières (Nixon, 1990). On soupçonne d'ailleurs l'eutrophisation d'être une des causes de l'intensification de la fréquence et de l'étendue des blooms d'algues nuisibles dans les zones côtières (Paerl, 1993); le golfe Saint-Laurent n'est pas à l'abri de ce phénomène (Bates *et al.*, 1989).

3.9 Azote ammoniacal

L'ammoniac est la forme réduite de l'azote inorganique. Dans les eaux de surface, l'ammoniac provient des processus de dégradation de l'azote organique. Les eaux usées peuvent contenir des quantités importantes d'ammoniac. Toxique, mais non cumulatif et non persistant, l'ammoniac ne doit pas être présent à des concentrations supérieures à 0,5 mg/L dans l'eau brute d'approvisionnement (MENVIQ, 1990). La toxicité de l'ammoniac dépend de la température et du pH de l'eau; en été (température entre 15 et 20 °C) et aux valeurs de pH normalement retrouvées dans les cours d'eau du Québec, le seuil pour la protection de la vie aquatique est de l'ordre de 1-1,5 mg/L (MENVIQ, 1990). Ces valeurs sont rarement atteintes dans le réseau-rivières où la majorité des stations affiche des médianes inférieures à 0,1 mg/L (figure 25).

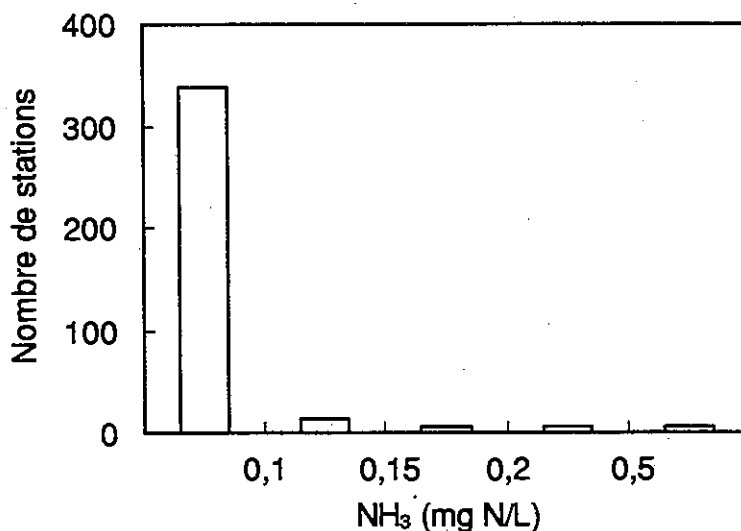
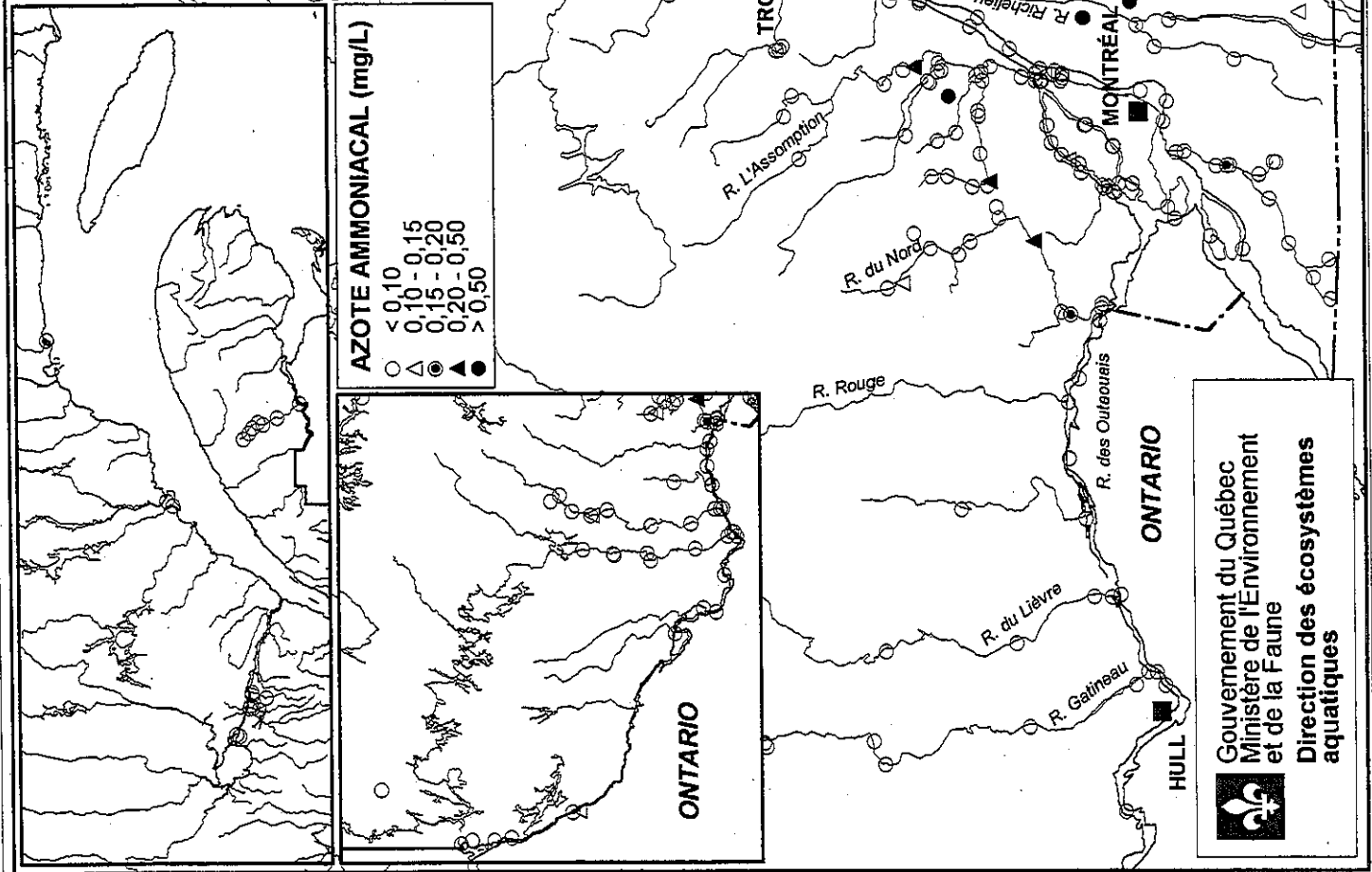


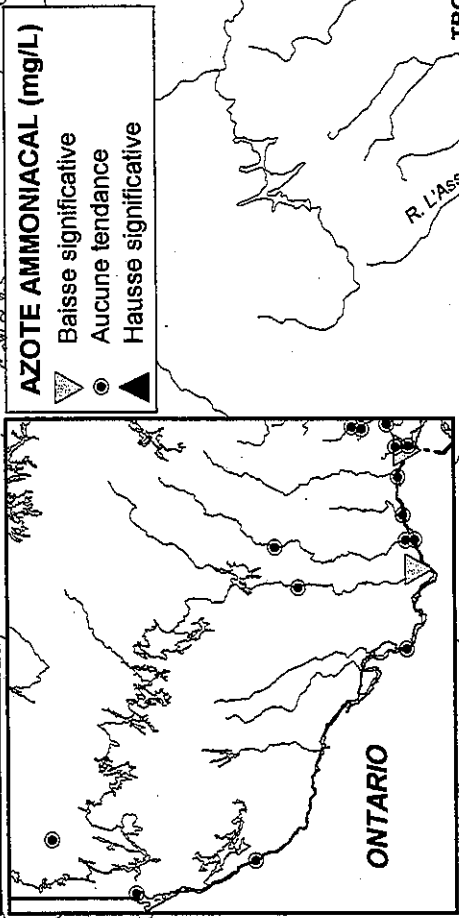
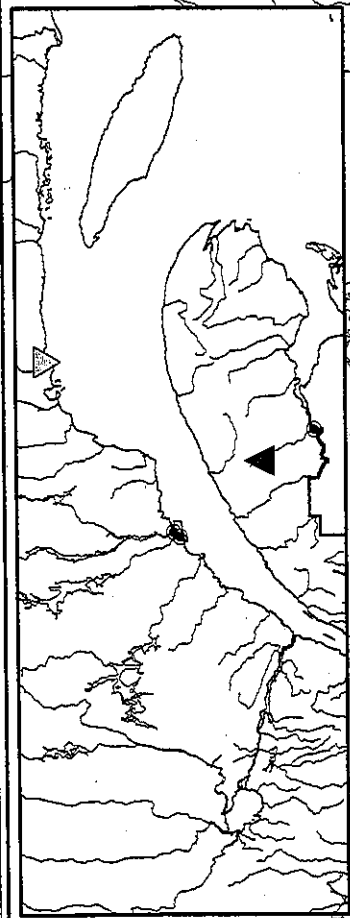
FIGURE 25 HISTOGRAMME DES MÉDIANES D'AZOTE AMMONIACAL DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

La répartition spatiale de l'ammoniac montre que des médianes élevées (> 0,5 mg/L) ne s'observent que dans de petits affluents où elles découlent probablement de conditions locales très particulières (figure 26). Dans l'ensemble, l'ammoniac ne présente pas de modèle de répartition bien défini. Une majorité de stations (39) ne présente pas de tendance significative (figure 27). Parmi les stations caractérisées par une tendance significative, une seule montre une hausse et

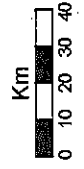
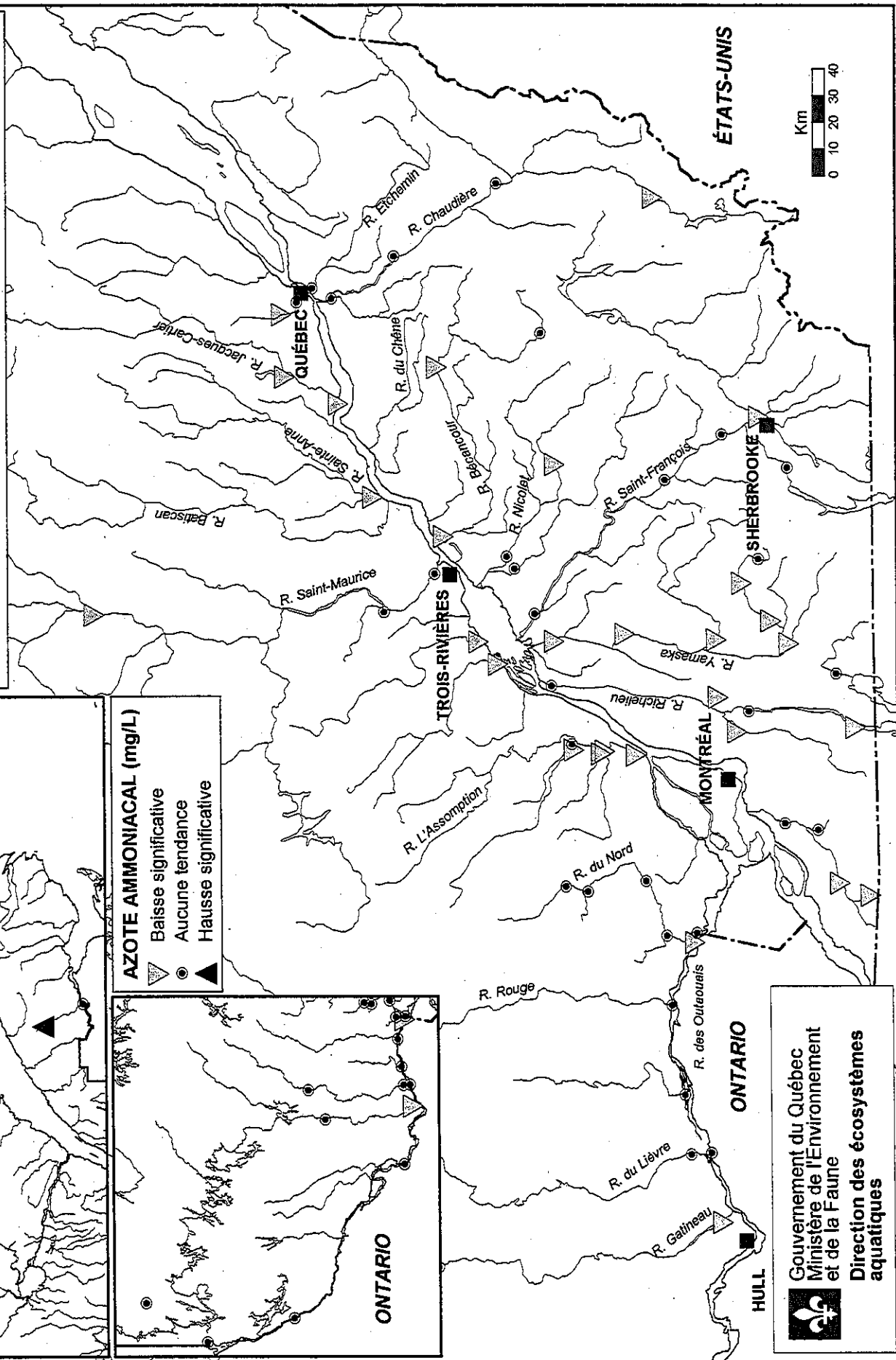
FIGURE 26
AZOTE AMMONIACAL
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



**FIGURE 27
AZOTE AMMONIACAL
TENDANCES 1979 - 1994**



AZOTE AMMONIACAL (mg/L)
 ▲ Baisse significative
 ● Aucune tendance
 ▼ Hausse significative



**Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
et de la Faune
Direction des écosystèmes
aquatiques**

trente indiquent une baisse. Une des causes probables des baisses observées est la nitrification accrue causée par le traitement des eaux usées : l'aération subie par celles-ci permet l'oxydation de l'azote ammoniacal en nitrites-nitrates. De plus, dans les zones agricoles, une meilleure gestion des fumiers et des lisiers en raison de la construction de structures d'entreposage, a entraîné la réduction de la charge ammoniacale dans les cours d'eau. Dans l'ensemble, donc, l'évolution temporelle et les concentrations récentes d'azote ammoniacal ne sont pas problématiques. Toutefois, des dépassements intermittents du seuil relatif à la protection de la vie aquatique sont observés dans certains bassins agricoles (D. Laflamme, communication personnelle, MEF).

3.10 Azote total

L'azote est essentiel à la croissance du phytoplancton et des plantes aquatiques, mais, contrairement au phosphore, il est rarement un facteur limitant en eau douce. L'azote total comprend les formes organiques et inorganiques de l'azote (nitrites-nitrates, ammoniac). Dans l'ensemble du réseau-rivières, les médianes d'azote total sont du même ordre de grandeur que celles des nitrites-nitrates, et la plupart des stations ont des valeurs inférieures à 0,5 mg/L (figure 28). Par ailleurs, on note qu'un plus grand nombre de stations que dans le cas des nitrites-nitrates, soit 108, affiche des valeurs inférieures à 0,5 mg/L.

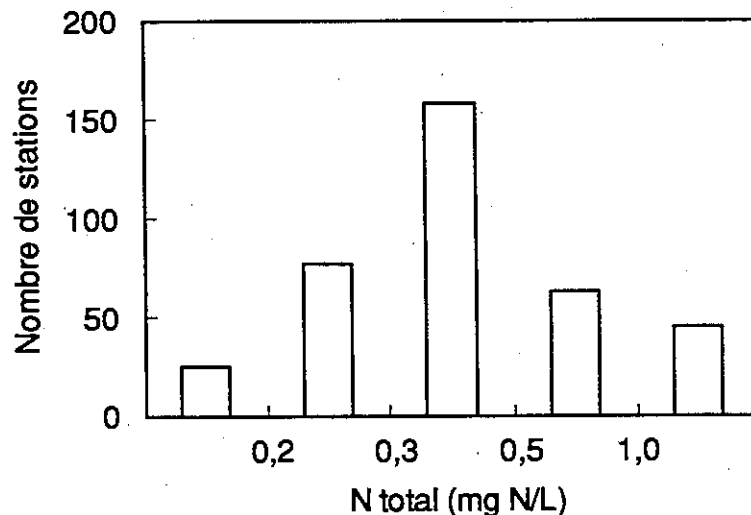


FIGURE 28 HISTOGRAMME DES MÉDIANES D'AZOTE TOTAL DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

La répartition de l'azote total est pratiquement identique à celle des nitrites-nitrates (figure 29). Dans les régions périphériques et à la tête des bassins du centre du Québec, les médianes sont généralement inférieures à 0,5 mg/L. Plusieurs bassins agricoles présentent des médianes plus élevées (> 1,0 mg/L).

Les séries chronologiques disponibles (1985-1994) ne présentent pas de tendance significative dans la majorité des cas (35), mais un nombre important de stations (25) est caractérisé par des tendances à la baisse (figure 30). L'azote total constitue donc un paradoxe en ce qu'il présente une plage de valeurs et une répartition spatiale semblables, mais une évolution temporelle

FIGURE 29
AZOTE TOTAL
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994

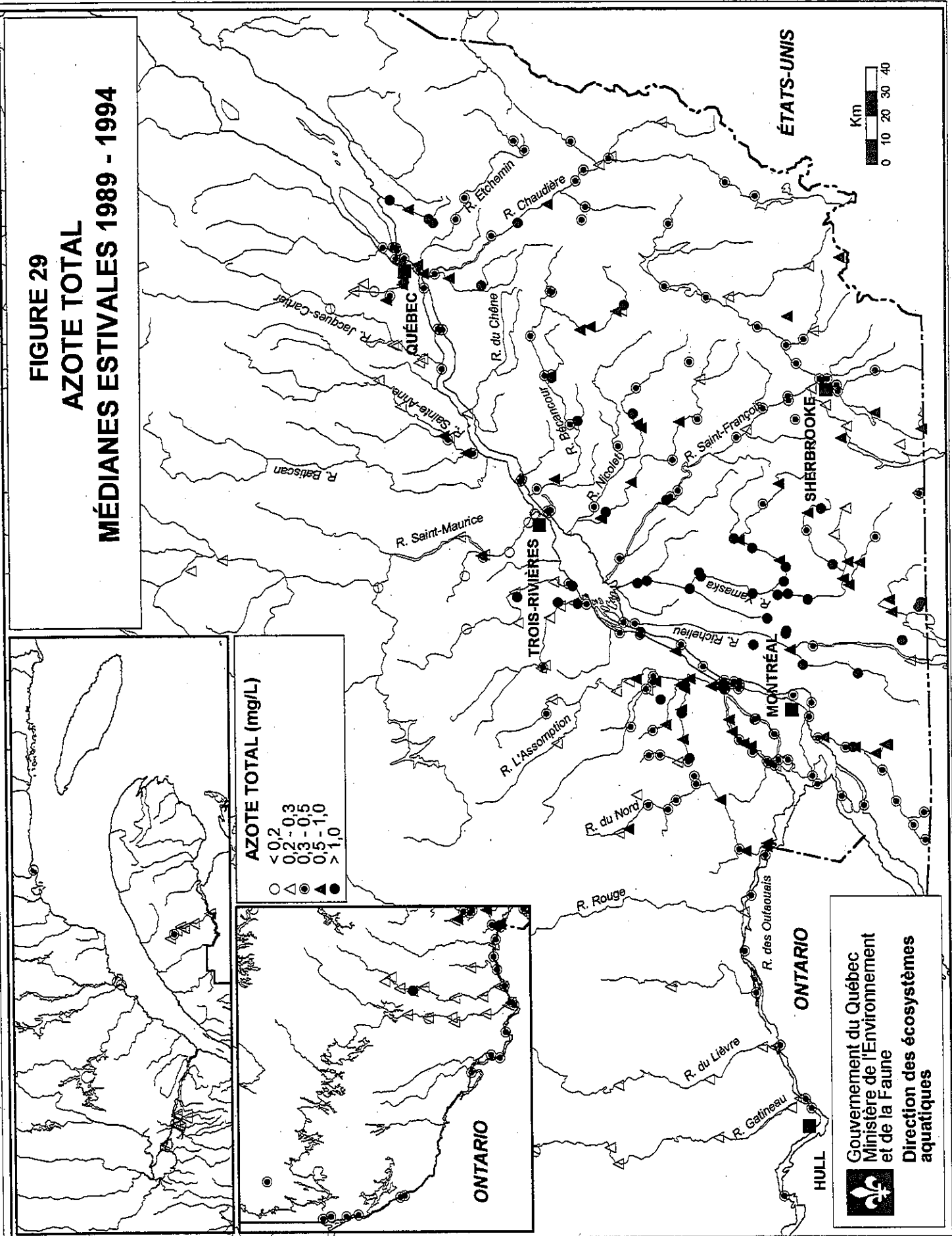
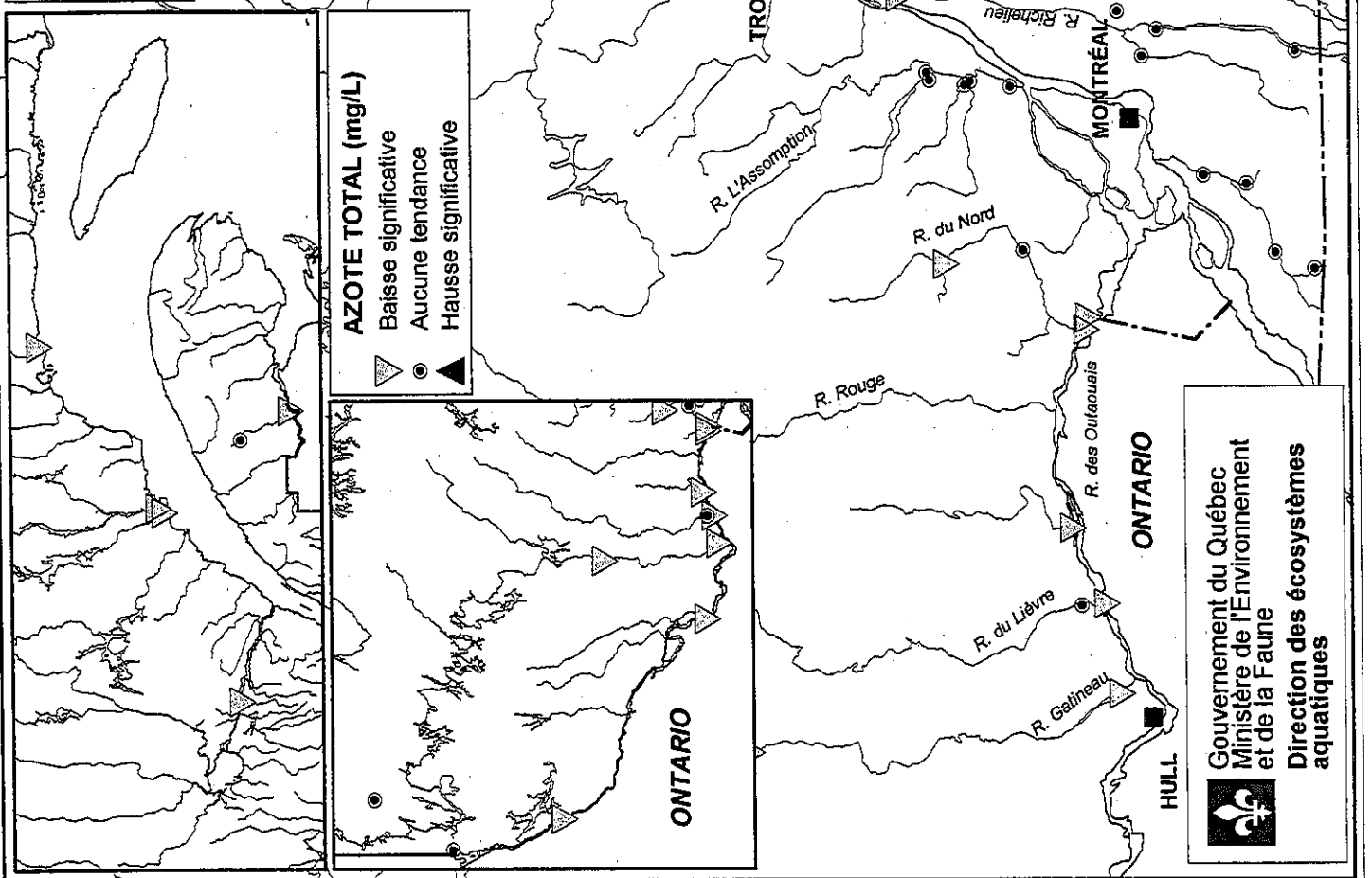



FIGURE 30
AZOTE TOTAL
TENDANCES 1985 - 1994




 Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

différente de celles des nitrites-nitrates. Il faut toutefois noter que la longueur des séries est différente. On peut aussi supposer que la fraction organique est en cause dans la dichotomie entre l'évolution temporelle de l'azote total et celle des nitrites-nitrates.

3.11 Chlorophylle

La chlorophylle est le pigment végétal responsable de la photosynthèse. Dans les écosystèmes aquatiques, la chlorophylle est couramment utilisée comme indice de la biomasse du phytoplancton. Des valeurs élevées de chlorophylle révèlent généralement un problème d'eutrophisation. Les valeurs rencontrées dans le réseau-rivières ne sont pas symptomatiques d'eutrophisation généralisée et avancée, puisque la plupart des stations ont des médianes inférieures à 10 mg/m^3 (figure 31).

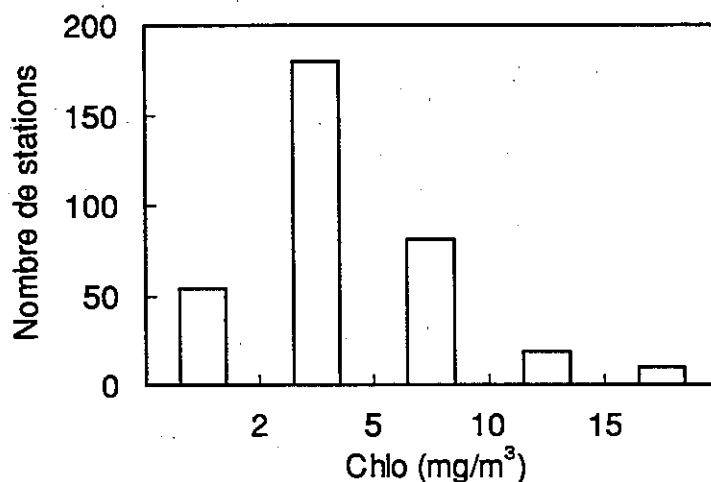
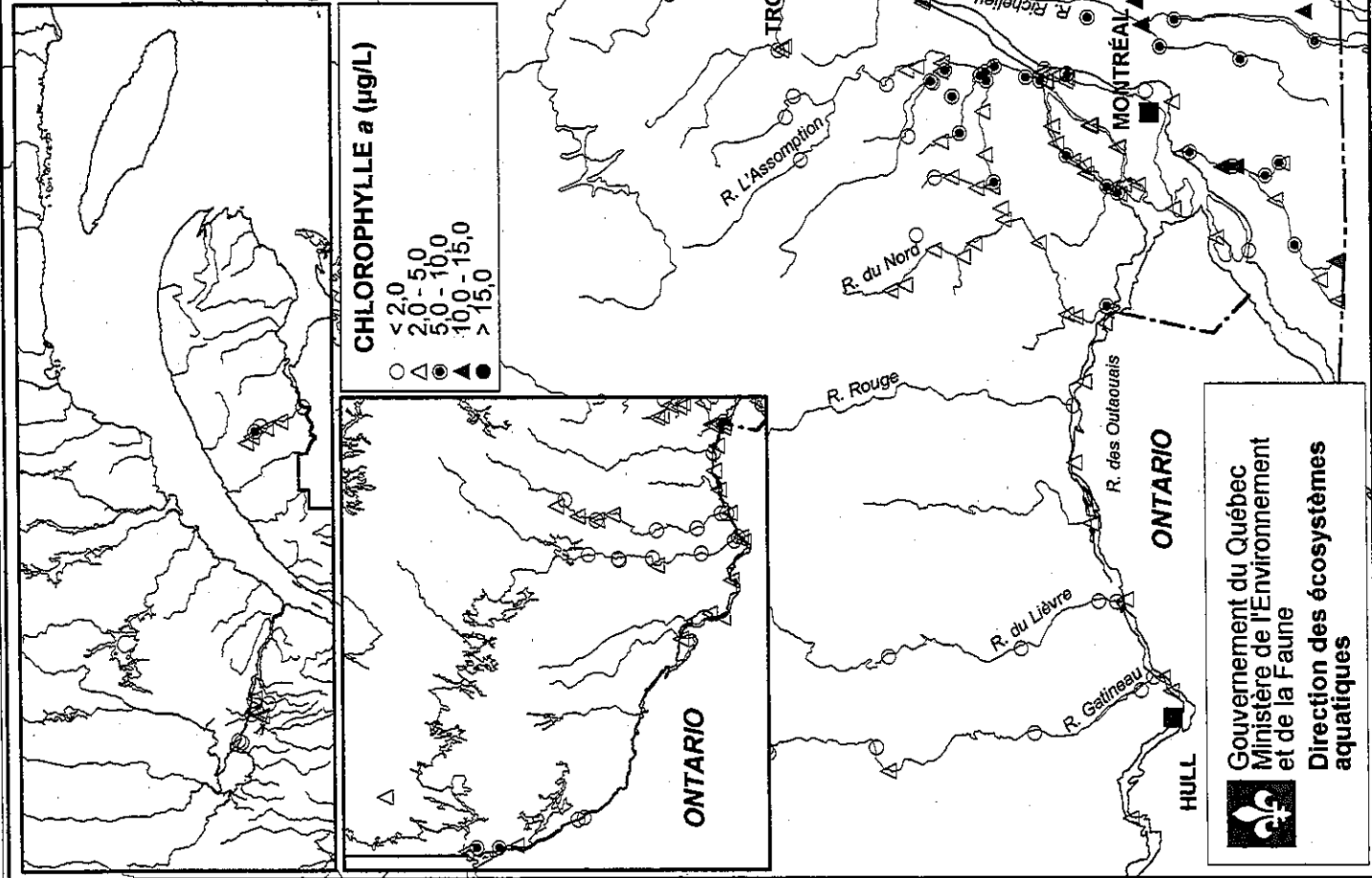


FIGURE 31 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE CHLOROPHYLLE DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

Les rivières des régions périphériques et de la rive nord du Saint-Laurent, où la majorité des stations affichent des médianes généralement inférieures à 5 mg/m^3 , présentent des valeurs de chlorophylle plus faibles que les rivières de la rive sud (figure 32). Au sud, les rivières Yamaska et Bécancour ont des valeurs de chlorophylle parfois supérieures à 10 mg/m^3 . À la tête des bassins, toutefois, les concentrations sont plus faibles ($< 5 \text{ mg/m}^3$). Les bassins du sud-ouest du Québec semblent donc plus eutrophisés que ceux des régions périphériques et de la rive nord. Les rivières de la rive sud sont caractérisées par des étiages marqués qui les rendent plus sensibles à l'eutrophisation en raison de leur faible vitesse d'écoulement. De plus, ces bassins drainent des régions agricoles et reçoivent des charges importantes de phosphore (figure 20). Toutes les conditions sont donc réunies pour entraîner des problèmes d'eutrophisation dans ces cours d'eau. Toutefois, la tendance à la baisse des concentrations de phosphore (figure 21) indique que le problème de l'eutrophisation des cours d'eau n'est, à tout le moins, pas en voie de s'aggraver. En comparaison des concentrations de plusieurs dizaines de mg/m^3 fréquemment observées dans les cours d'eau des pays industrialisés, les valeurs de chlorophylle dans le réseau-rivières suggèrent une eutrophisation faible ou modérée.

FIGURE 32
CHLOROPHYLLE a
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



3.12 Demande biochimique en oxygène

La demande biochimique en oxygène (DBO₅) est une mesure de la quantité d'oxygène requise pour oxyder la matière organique présente dans un échantillon. La DBO₅ est donc une mesure indirecte de la quantité de matière organique biodégradable. Cette matière organique peut être d'origine anthropique (rejets municipaux, agricoles ou industriels, particulièrement des secteurs des pâtes et papiers et agro-alimentaire) ou d'origine naturelle. Elle peut aussi provenir de la biomasse végétale excessive produite à la suite de l'eutrophisation d'un cours d'eau. On estime à 3 mg/L le seuil au-delà duquel la vie aquatique est menacée (MENVIQ, 1990). En Suède, une DBO₅ inférieure à 5 mg/L est considérée comme très faible (SEPA, 1991). Les données du réseau-rivières révèlent que la majorité des stations ont une faible demande en oxygène, soit des médianes inférieures à 2 mg/L (figure 33).

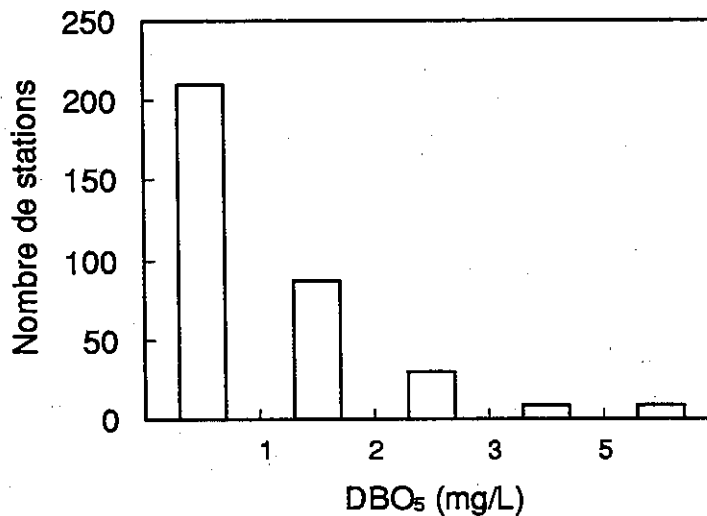


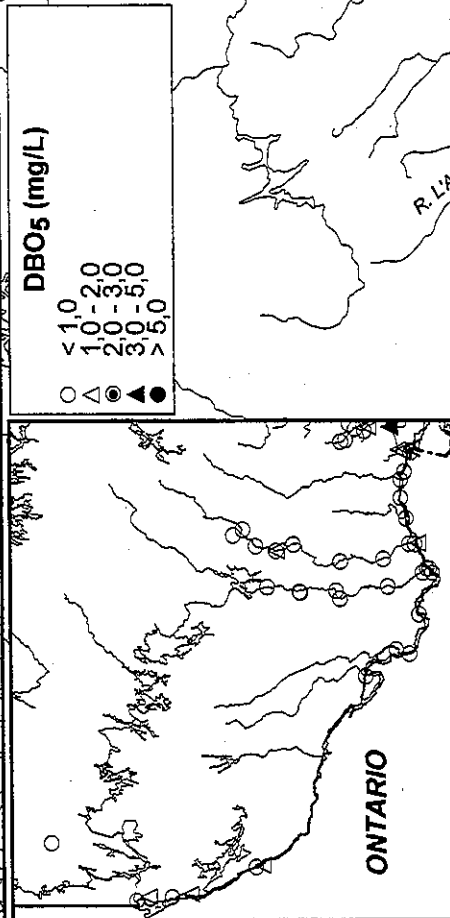
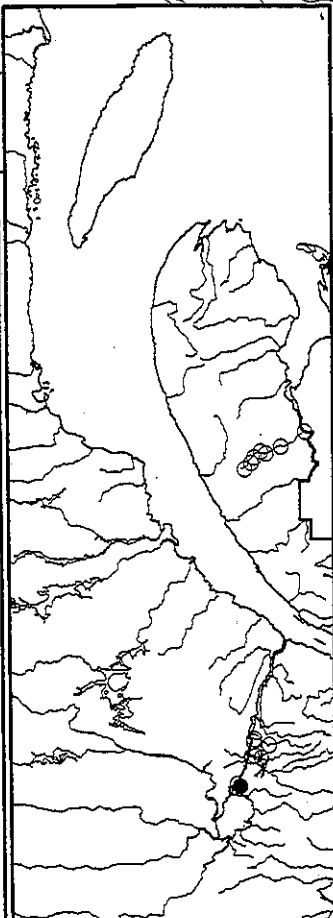
FIGURE 33 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE DBO₅ DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

La DBO₅ est généralement plus faible (< 2 mg/L) dans les bassins de la rive nord et les régions périphériques que dans le sud-ouest où des valeurs intermédiaires (2-5 mg/L) sont plus souvent observées (figure 34). Toutefois, des valeurs ponctuelles élevées (> 5 mg/L) sont présentes sur les deux rives. Plusieurs valeurs élevées correspondent à des fortes concentrations d'ammoniac (figure 26). Ces observations proviennent de petits affluents et indiquent probablement des apports importants de matière organique dans des cours d'eau où la dilution est faible et le temps de résidence est long. Les séries chronologiques sont trop courtes pour être analysées. Toutefois, la charge en DBO₅ provenant des rejets des fabriques de pâtes et papiers a diminué d'un facteur 2 entre 1981 et 1994 (MEF, 1994), tout comme celle provenant des eaux usées municipales (données non publiées, ministère des Affaires municipales).

3.13 Oxygène

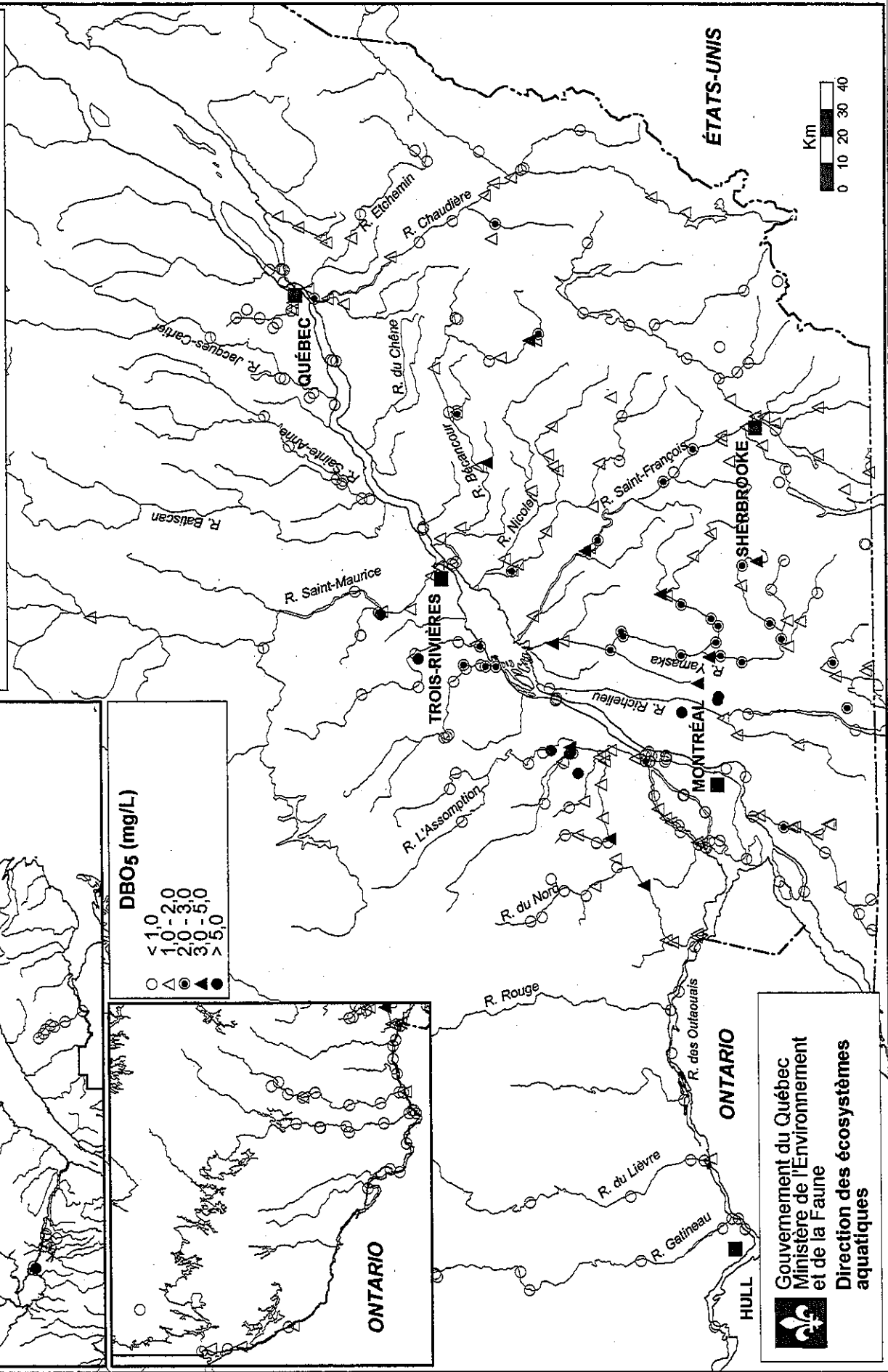
L'oxygène est l'élément indispensable à la vie aquatique. Un des objectifs fondamentaux de tous les programmes d'assainissement consiste à préserver ou à rétablir l'oxygénation des cours d'eau.

FIGURE 34
DBO₅
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



DBO₅ (mg/L)

- < 1,0
- △ 1,0 - 2,0
- 2,0 - 3,0
- ▲ 3,0 - 5,0
- > 5,0



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
et de la Faune
Direction des écosystèmes
aquatiques

L'oxygène est un paramètre très dynamique et sa concentration est déterminée par plusieurs processus physiques et biologiques très variables dans le temps et dans l'espace. La solubilité de l'oxygène varie selon la température. La photosynthèse, qui constitue une importante source d'oxygène, donne aux concentrations d'oxygène une variabilité qui s'étend de l'échelle semi-diurne à l'échelle annuelle. Les échanges avec l'atmosphère aussi sont importants, mais varient selon l'intensité de brassage de l'eau : un plan d'eau stagnant pourra être en déséquilibre avec l'atmosphère, alors que la présence de rapides entraînera la saturation en oxygène de l'eau. En contrepartie, la respiration des communautés biologiques consomme de l'oxygène. En outre, la respiration des microorganismes responsables de la dégradation de la matière organique provenant de l'eutrophisation d'un cours d'eau ou apportée par des rejets d'origine anthropique peut entraîner un déficit en oxygène. Le critère de qualité pour la préservation de la vie aquatique varie en fonction de la température et selon le type de biote considéré : la concentration en oxygène dissous ne doit jamais être en-dessous des valeurs inscrites au tableau 3. (MENVIQ, 1990). Les médianes indiquent que la quantité d'oxygène dissous (figure 35) et la saturation en oxygène (figure 36) sont généralement au-delà des seuils prescrits. Ces données indiquent qu'il n'y a pas de problème chronique d'oxygénation dans les rivières du Québec. Il faut cependant se rappeler que de courts épisodes de sous-oxygénation peuvent avoir un impact majeur sur l'écologie d'un cours d'eau, particulièrement sur la survie des poissons, sans pour autant apparaître dans la médiane.

TABLEAU 3 VALEURS DE SATURATION ET DE CONCENTRATION EN OXYGÈNE REQUISES POUR LA PRÉSERVATION DE LA VIE AQUATIQUE

Biote :		eau froide		eau chaude	
Température (°C)	Saturation (%)	mg/L	Saturation (%)	mg/L	
0	54	8	47	7	
5	54	7	47	6	
10	54	6	47	5	
15	54	6	47	5	
20	57	5	47	4	
25	63	5	48	4	

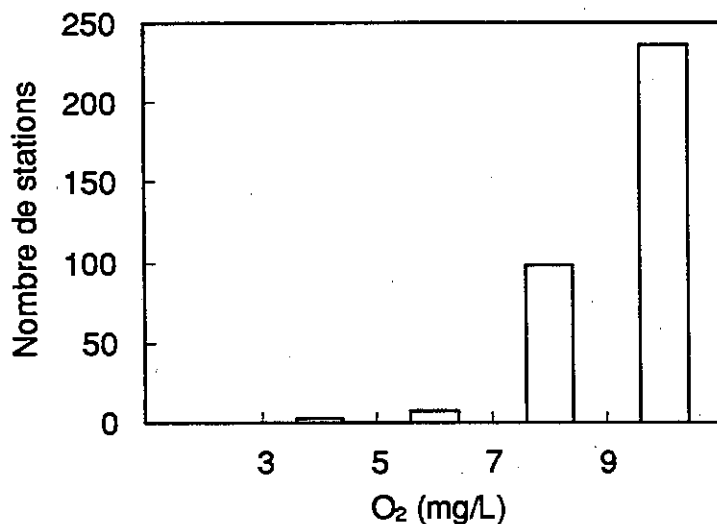


FIGURE 35 HISTOGRAMME DES VALEURS D'OXYGÈNE DISSOUS DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

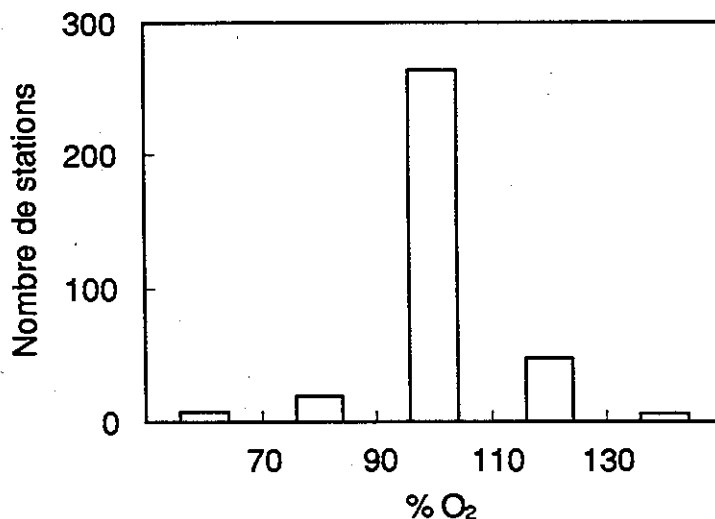


FIGURE 36 HISTOGRAMME DES MÉDIANES DE SATURATION EN OXYGÈNE DANS LE RÉSEAU-RIVIÈRES

De façon générale, les cours d'eau des deux rives semblent bien oxygénés, une majorité de rivières affichant des concentrations supérieures à 9 mg/L en tête de bassin et de l'ordre de 7-9 mg/L dans leur cours inférieur (figure 37). Seules quelques stations présentent des valeurs inférieures à < 7,0 mg/L. Les valeurs de saturation en oxygène témoignent aussi, dans l'ensemble, d'une oxygénation adéquate des cours d'eau du réseau-rivières (figure 38). Il faut toutefois noter que les mesures sont prises entre 9 heures et 17 heures, donc pendant la période du cycle diurne où la concentration en oxygène est la plus élevée en raison de la photosynthèse. Compte tenu de la variabilité cyclique de la dynamique de l'oxygène, la stratégie d'échantillonnage utilisée n'intègre pas l'ensemble des processus qui en régissent la concentration. Il est possible que les données disponibles ne soient pas parfaitement révélatrices de l'état réel d'oxygénation des cours d'eau.

FIGURE 37
OXYGÈNE DISSOUS
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994

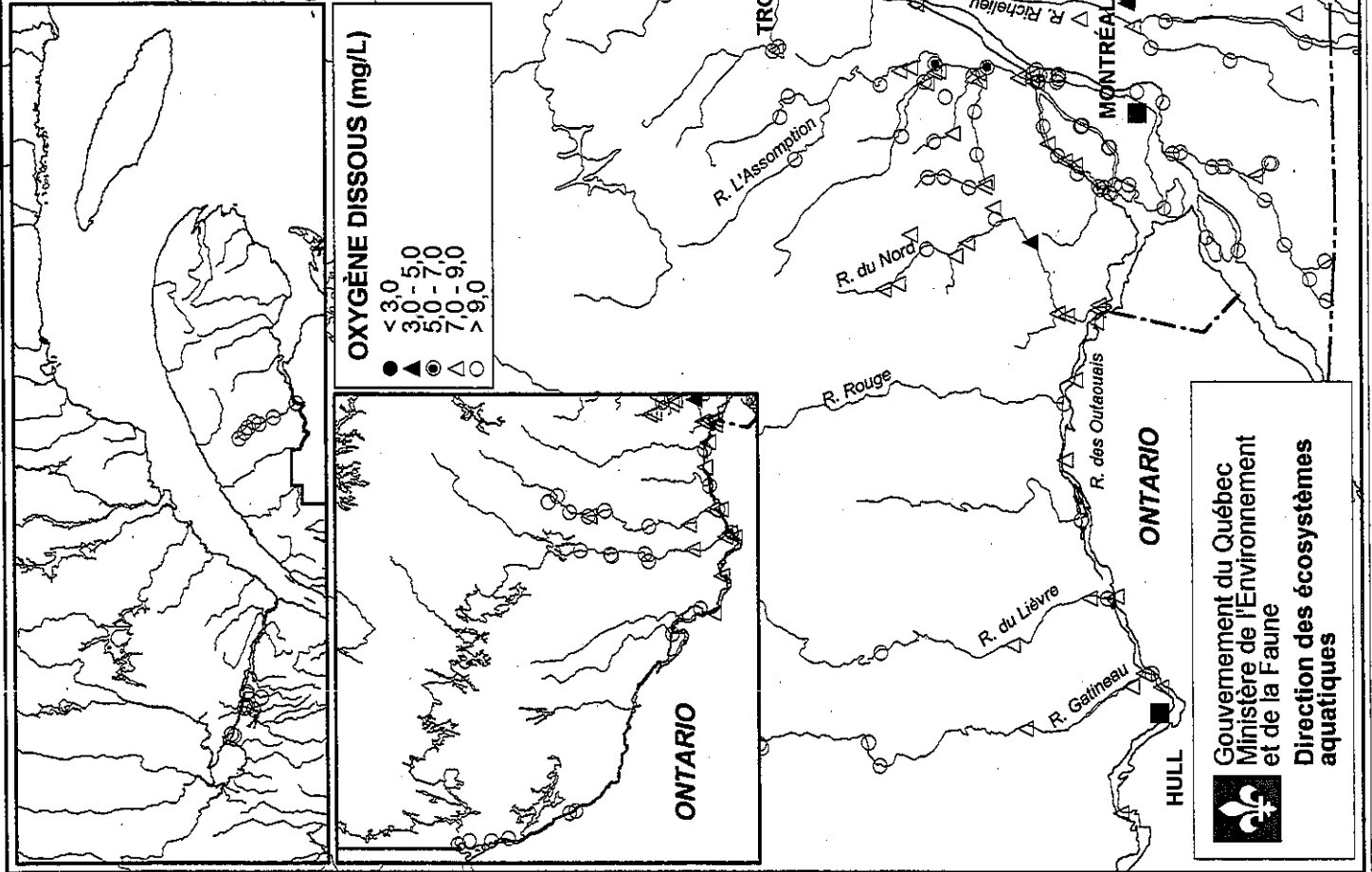
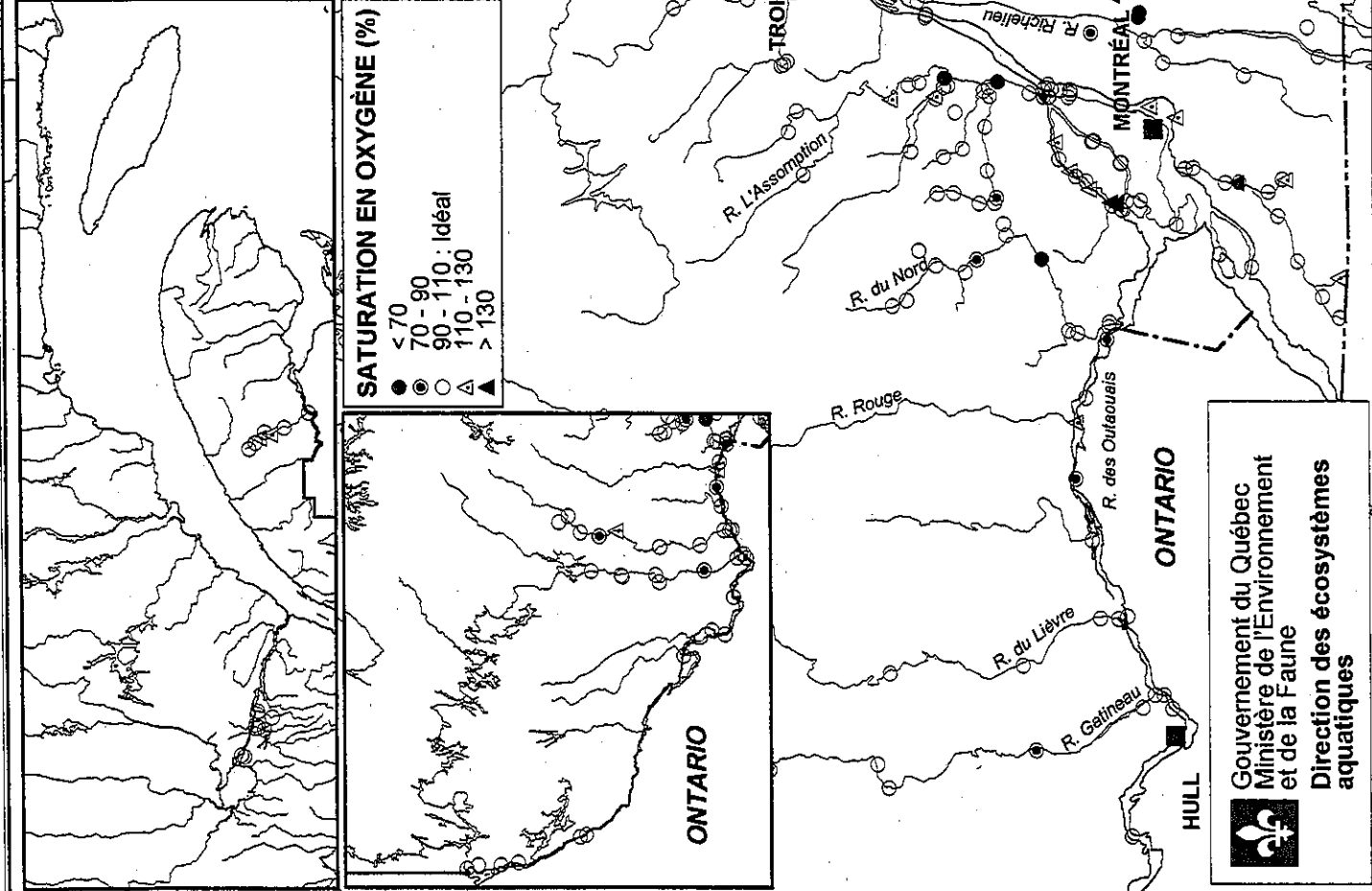


FIGURE 38
SATURATION EN OXYGÈNE
MÉDIANES ESTIVALES 1989 - 1994



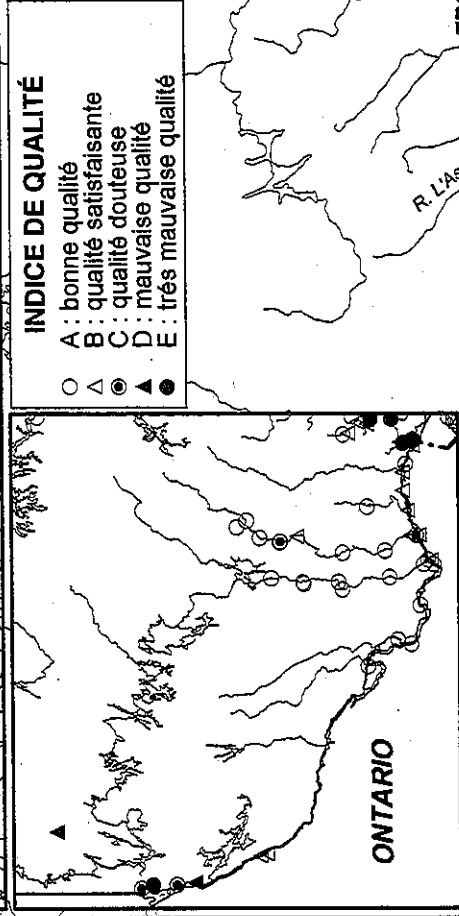
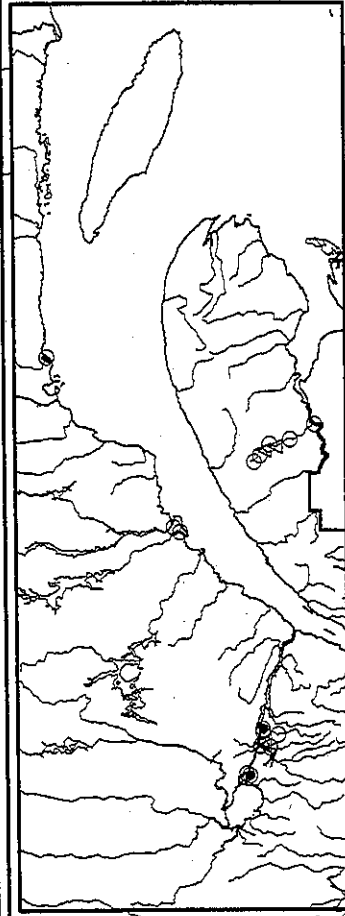
CONCLUSION

Les descripteurs de la qualité de l'eau donnent une information détaillée sur diverses causes ou divers symptômes de dysfonctions écologiques et de modifications de la qualité des eaux. Le Programme des Nations unies pour l'environnement a établi neuf grandes catégories de ces modifications : pollution fécale, pollution organique biodégradable, salinisation, matières en suspension, eutrophisation, nitrates, métaux lourds, micropolluants organiques et acidification. On peut constater que les données du réseau-rivières correspondent généralement à ces catégories et permettent effectivement de documenter la répartition et l'évolution des problèmes reconnus de la qualité de l'eau. Toutefois, on doit aussi avoir une vision synthétique de la qualité de l'eau au Québec. La Direction des écosystèmes aquatiques a donc développé un outil de synthèse permettant de statuer sur la qualité générale de l'eau et d'identifier le descripteur le plus problématique. Il s'agit de l'indice de qualité IQBP (Hébert, 1996).

L'indice est très sévère car il reflète directement le descripteur affichant la pire condition. La répartition de l'indice médian estival montre la dégradation des cours d'eau dans le sud-ouest du Québec, alors que les têtes de bassin et les régions périphériques (sauf le nord-ouest) sont caractérisées par une eau de bonne qualité (figure 39). Les descripteurs qui s'avèrent le plus souvent problématiques sont les coliformes fécaux, le phosphore total et la turbidité (figure 40). L'indice confirme que les rivières Châteauguay, Yamaska, Boyer et L'Assomption, ainsi que les cours d'eau en périphérie et en aval des zones urbaines, présentent les moins bonnes conditions de qualité de l'eau. Les variables déclassantes les plus fréquentes sont les coliformes fécaux, le phosphore total et la turbidité.

Cependant, il faut souligner la bonne qualité de l'eau au Québec, en comparaison de celle observée dans l'ensemble des pays industrialisés. Ainsi, dans une synthèse récente à l'échelle européenne (van Dijk *et al.*, 1994), les critères retenus pour désigner une eau de bonne qualité correspondent aux moins bonnes conditions rencontrées au Québec (O_2 : > 7 mg/L; DBO_5 : < 3 mg/L; P_{tot} : < 0,15 mg/L; N_{tot} : < 2,2 mg/L). Par ailleurs, dans le cadre du « Global Environment Monitoring System (GEMS) » du Programme des Nations unies pour l'environnement, des valeurs médianes à l'échelle mondiale ont été calculées pour certains descripteurs, soit le $N-NO_3$: 0,7 mg/L, le $N-NH_4$: 0,11 mg/L, la DBO_5 : 3 mg/L et la saturation en O_2 : 90 % (Meybeck, 1987). Les histogrammes des valeurs médianes observées au Québec (figures 22, 25, 33 et 36) témoignent de rivières généralement mieux oxygénées et soumises à des charges organiques et azotées moins importantes qu'à l'échelle mondiale. La première étape du projet de synthèse des données du réseau-rivières a consisté à identifier les données pertinentes, les extraire de la BQMA, puis les traiter. Plusieurs constats se dégagent de l'analyse descriptive des résultats. Sur le plan spatial, on observe que les régions périphériques et la tête des bassins du sud-ouest du Québec sont peu influencées par des apports anthropiques et présentent de faibles concentrations des divers descripteurs. Par contre, les bassins agricoles, particulièrement ceux des rivières Châteauguay, Yamaska, Boyer et L'Assomption, montrent un enrichissement significatif en ce qui concerne le phosphore, l'azote, la chlorophylle et la turbidité. La répartition de la qualité de l'eau se présente donc comme une large couronne caractérisée par une eau de bonne qualité. Cette couronne entoure la région sud-ouest qui montre divers signes de dégradation de la qualité de l'eau. L'eutrophisation semble surtout une problématique de bassins agricoles. Par ailleurs, la contamination bactériologique est particulièrement aiguë à proximité et en aval de grands centres

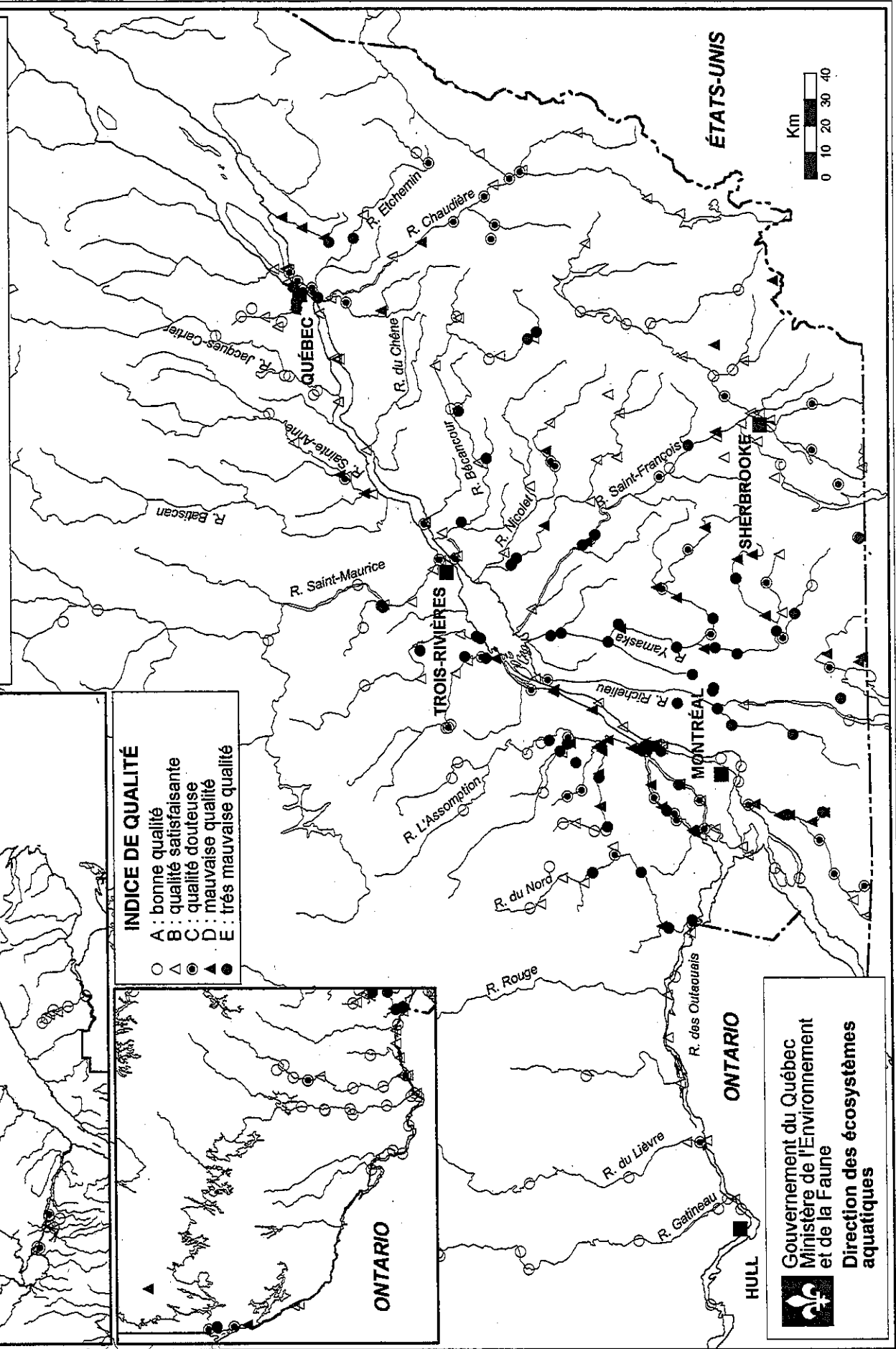
FIGURE 39
INDICE DE QUALITÉ
VALEUR MÉDIANE 1989 - 1994



INDICE DE QUALITÉ

- A : bonne qualité
- B : qualité satisfaisante
- C : qualité douteuse
- D : mauvaise qualité
- E : très mauvaise qualité

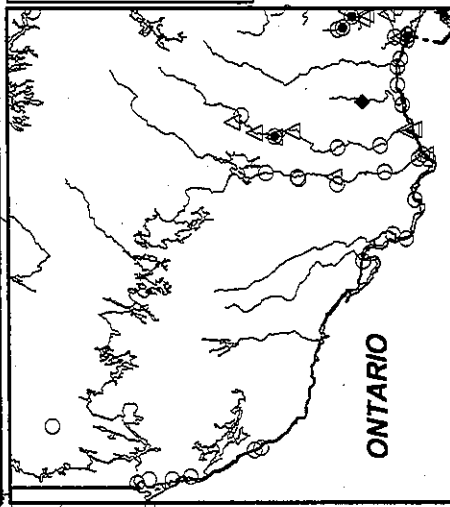
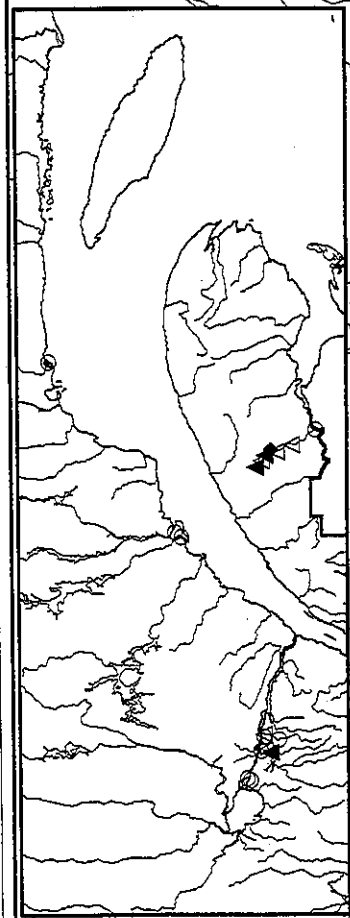
-
- △
-
- ▲
-



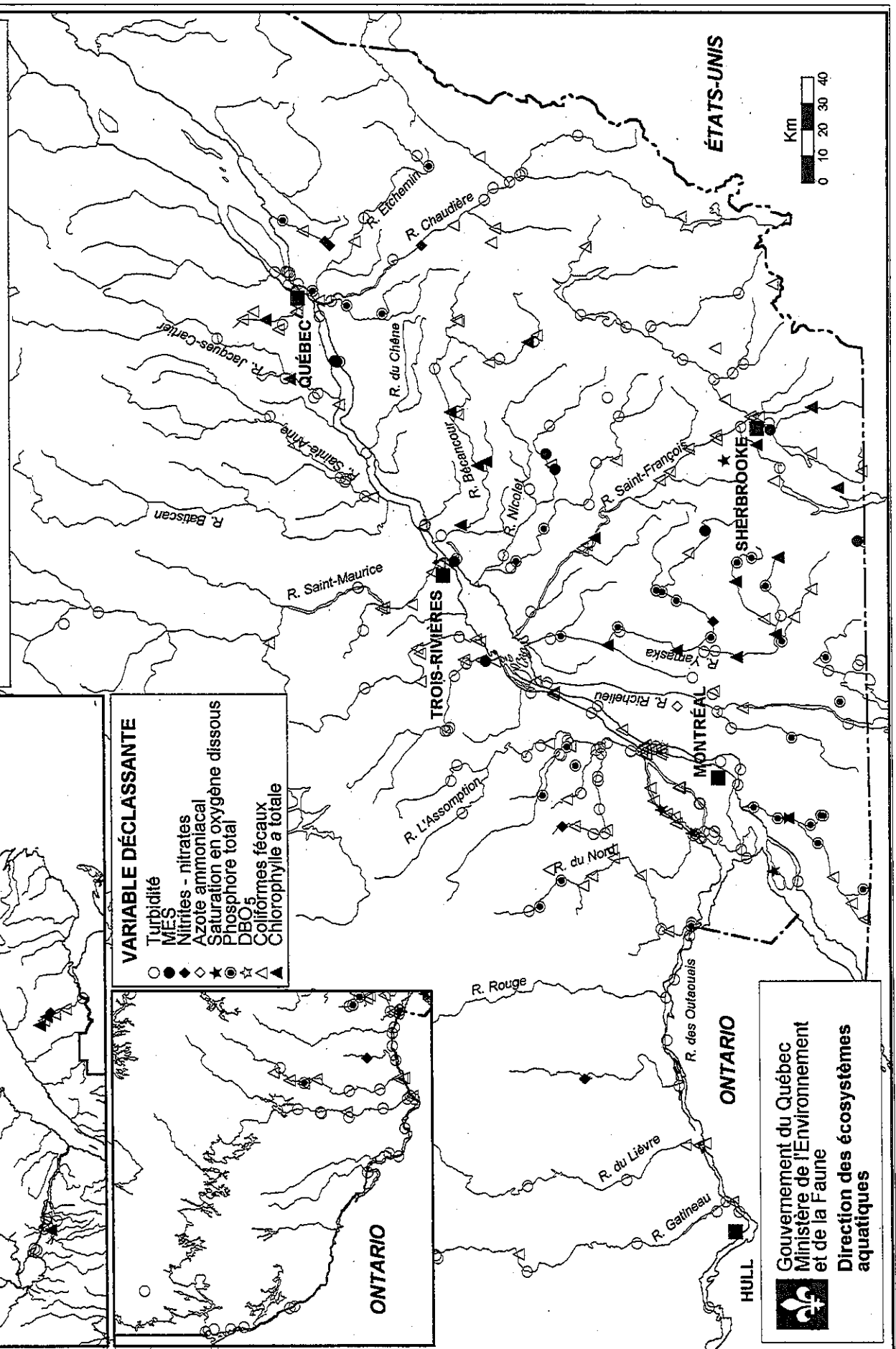
Gouvernement du Québec
 Ministère de l'Environnement
 et de la Faune
 Direction des écosystèmes
 aquatiques

FIGURE 40

**INDICE DE QUALITÉ
VARIABLE DÉCLASSANTE 1989 - 1994**



- VARIABLE DÉCLASSANTE**
- Turbidité
 - MES
 - ◆ Nitrites - nitrates
 - ♦ Azote ammoniacal
 - ★ Saturation en oxygène dissous
 - ☆ Phosphore total
 - ◎ DBO₅
 - ▲ Coliformes fécaux
 - ▲ Chlorophyllie a totale



Gouvernement du Québec
Ministère de l'Environnement
et de la Faune
Direction des écosystèmes
aquatiques

urbains, mais elle est généralisée dans le sud-ouest du Québec au point de compromettre largement l'usage récréatif des cours d'eau et d'occasionner des frais de traitement de l'eau potable. Les problèmes chroniques relatifs à l'oxygénation des cours d'eau semblent peu fréquents et constituent une problématique de petits affluents.

La répartition actuelle des descripteurs de la qualité de l'eau est semblable à celle observée à partir de données de 1967 à 1975 (Bobbée *et al.*, 1977) et de 1979 à 1983 (Simoneau, 1986). Dans ces études antérieures, l'analyse statistique, (l'analyse de groupement et l'ordination en particulier), avait fait ressortir l'effet de la géologie et de la pédologie, mais aussi des activités anthropiques, sur la qualité de l'eau. Donc, en dépit de l'évolution temporelle de plusieurs descripteurs constatée dans la présente étude, les grandes caractéristiques spatiales de la qualité de l'eau sont relativement constantes dans le temps.

Sur le plan temporel, l'analyse des séries chronologiques révèle une prépondérance de tendances à la baisse dans le cas de la turbidité, des coliformes fécaux, du phosphore total, de l'azote total et de l'azote ammoniacal (tableau 4). Compte tenu de l'importance de ces descripteurs au chapitre de la qualité de l'eau, comme en fait foi la fréquence élevée de trois d'entre eux (coliformes fécaux, phosphore total, turbidité) à titre de variable déclassante (figure 40), ces tendances constituent l'indice d'une évolution positive de la qualité de l'eau au Québec au cours des 15 dernières années. Par contre, la tendance généralisée à la hausse dans le cas des nitrites-nitrates (tableau 4) est la preuve que certaines charges n'ont pas été touchées par les mesures et les interventions d'assainissement. Enfin, les tendances observées au Québec, particulièrement en ce qui a trait au phosphore, à l'azote, aux coliformes fécaux et au pH, s'inscrivent dans le modèle général observé aux États-Unis depuis 1978 (Lettenmaier *et al.*, 1991; Smith *et al.*, 1987; Smith *et al.*, 1994). Les tendances démontrent donc que le Québec suit le rythme de l'évolution générale des interventions d'assainissement, des charges et de la situation de la qualité de l'eau en Amérique du Nord.

TABLEAU 4 SOMMAIRE DES TENDANCES DES DESCRIPTEURS

Descripteur	Nombre total de séries	Nombre de tendances non significatives	Nombre de tendances à la hausse	Nombre de tendances à la baisse
Conductivité	67	23	34	10
pH	64	7	56	1
MES	25	22	2	1
Turbidité	70	32	7	31
Coli	51	39	1	11
Ptot	61	10	2	49
NO ₃ +NO ₂	70	34	32	4
NH ₃	70	39	1	30
Ntot	62	37	0	25

Les importantes interventions d'assainissement réalisées jusqu'ici semblent donc se traduire par une amélioration réelle de la qualité de l'eau. Considérant l'état relativement bon de la qualité de l'eau au Québec, par rapport à l'ensemble des pays industrialisés, on peut penser que les efforts consacrés à l'assainissement des eaux entraîneront ultimement une récupération et un potentiel d'utilisation supérieurs à la moyenne internationale. Comme l'eau s'avère de plus en plus une ressource stratégique mondiale, la position du Québec, tant sur le plan de la quantité que de la qualité de son eau, n'en sera que plus enviable.

BIBLIOGRAPHIE

- BATES, S.S., C.J BIRD, A.S.W. DE FRIETAS, R. FOXAL, M. GILGAN, L.A. HANIC, G.R. JOHNSON, A.W. MCCULLOCH, P. ODENSE, R. POCKLINGTON, M.A. QUILLIAM, R.G. SIM, J.C. SMITH, D.V. SUBBA RAO, E.C.D. TODD, J.A. WALTER et J.L.C. WRIGHT, 1989. « Pennate diatom *Nitzschia pungens* as the primary source of domoic acid, a toxin in shellfish from eastern Prince Edward Island », Canada, *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 46 : 1203-1215.
- BOBBÉE, B., D. CLUIS, M. GOULET, M. LACHANCE, L. POTVIN et A. TESSIER, 1977. *Évaluation du réseau de la qualité des eaux; Analyse et interprétation des données de la période 1967-1975*, ministère des Richesses naturelles, Service de la qualité des eaux et INRS-Eau, rapport n°QE-20, 2 volumes, 514 p.
- BOUCHARD, A., 1995. *Acidification et récupération des lacs du sud du Québec en 1993*, Environnement Canada, région du Québec, Conservation de l'Environnement, Centre Saint-Laurent, rapport scientifique et technique ST-11, 121 p.
- BOULET, G. et G. JACQUES, 1995. *Programme d'échantillonnage des précipitations du Québec : Sommaire des données de la qualité des eaux de précipitations 1992-1993*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction du milieu atmosphérique, rapport n° PA-51.
- CENTRE SAINT-LAURENT, 1992. *Évolution temporelle de la qualité de l'eau des lacs du sud du Québec soumis aux pluies acides*, II Base de données Environnement Canada, région du Québec.
- CLAIR, T. A. et J. M. EHRMAN, 1995. « Acid precipitation-related chemical trends in 18 rivers of Atlantic Canada - 1983 to 1992 », *Env. Monitor. Manag.* 35: 165-179.
- CLAIR, T. A., P. J. DILLON, J. ION, D. S. JEFFRIES, M. PAPINEAU et R. J. VET, 1995. « Regional precipitation and surface water chemistry trends in southeastern Canada (1983-1991) », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 52: 197-212.
- DUPONT, J. 1993. *Réseau spatial de l'acidité des lacs au Québec. Bilan de l'acidité des lacs du Québec méridional*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction de la qualité des cours d'eau, Envirodoq n° EN930031, 129 p.
- DUPONT, J., M. BÉRUBÉ, S. HÉBERT, M. SIMONEAU et J. PAINCHAUD, 1995. *Atlas des données environnementales de la Direction des écosystèmes aquatiques - Tome I : qualité de l'eau en rivière*, ministère de l'Environnement du Québec, Direction des écosystèmes aquatiques, 9 p. et 44 cartes.
- EPA, 1994. *National water quality inventory. 1992 report to Congress*, Washington, DC.

- GANGBAZO, G., D. COUILLARD, A. R. PESANT et D. CLUIS, 1993. « Effets du lisier de porc sur la charge d'azote et de phosphore dans l'eau de ruissellement sous des pluies simulée », *Can. Agr. Eng.* 35: 97-103.
- HÉBERT, S., 1996. *Développement d'un indice de la qualité bactériologique et physico-chimique de l'eau pour les rivières du Québec*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec, 20 p. + 4 annexes.
- LEDUC, R., G. BOULET, C. CHHEM, J. DUPONT, R. PAQUIN et P. WALSH, 1995. *Précipitations acides au Québec : état de la situation*, ministère de l'Environnement et de la Faune, Québec.
- LETTENMAIER, D.P., E.R. HOOPER, C. WAGONER et F. B. FARIS, 1991. « Trends in stream quality in the continental United States, 1978-1987 », *Wat. Res. Res.* 27: 327-339.
- MEF, 1994. *Bilan annuel de conformité environnementale. Secteur des pâtes et papiers 1993*. Direction des politiques du secteur industriel, Service de l'assainissement des eaux, Québec, 173 p.
- MEF, 1996a. *Manuel des méthodes d'échantillonnage des réseaux de suivi de la qualité du milieu aquatique*, Direction des écosystèmes aquatiques, Québec.
- MEF, 1996b. *Recueil des méthodes d'analyse utilisées pour la caractérisation des eaux de surface*, Direction des laboratoires, Sainte-Foy.
- MENVIQ, 1990. *Critères de qualité de l'eau*, Québec, 425 p.
- MEYBECK, M., 1987. « The water quality of world rivers through the GEMS program », *Transport of carbon and minerals in major world rivers*, Part 4, Proceedings of a SCOPE/UNEP workshop at Tianjin, China, May 13-22, 1985. Mitt. Geol. Inst. Univ. Hamburg 64: 1-17.
- NIXON, S., 1990. *Marine eutrophication: a growing international problem*, *Ambio* 19: 101.
- OCDE, 1982. *Eutrophisation des eaux; Méthodes de surveillance, d'évaluation et de lutte*, Paris, 164 p.
- OCDE, 1993. *Indicateurs d'environnement : concepts de base et terminologie*, document introductif n° 1, groupe sur l'état de l'environnement, Organisation de coopération et de développement économique.
- PAERL, H.W. 1993. « Emerging role of atmospheric nitrogen deposition in coastal eutrophication : biogeochemical and trophic perspectives », *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 2254-2269
- PRIMEAU, S. et Y. GRIMARD, 1989. *Rivière Yamaska : 1975-1988, vol. 1. Description du bassin versant et qualité du milieu aquatique*, ministère de l'Environnement, Direction de

la qualité du milieu aquatique, Sainte-Foy, rapport n° QE-66-1, Envirodoq n° EN900060, 136 p. et 10 annexes.

SANTÉ ET BIEN-ÊTRE SOCIAL CANADA, 1992. *Recommandations pour la qualité de l'eau potable au Canada*, Ottawa.

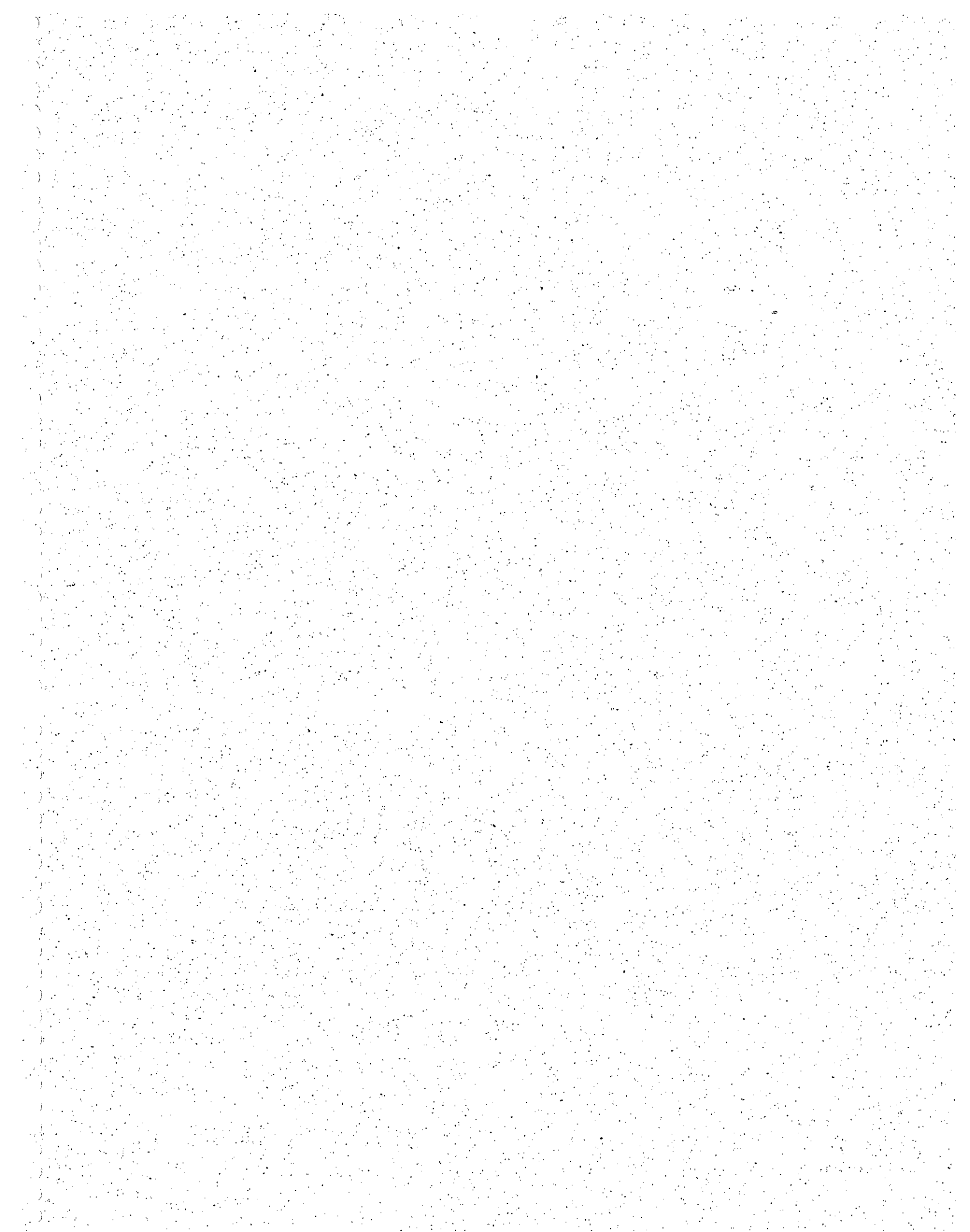
SEPA, 1991. *Quality criteria for lakes and watercourses*, Solna, Suède.

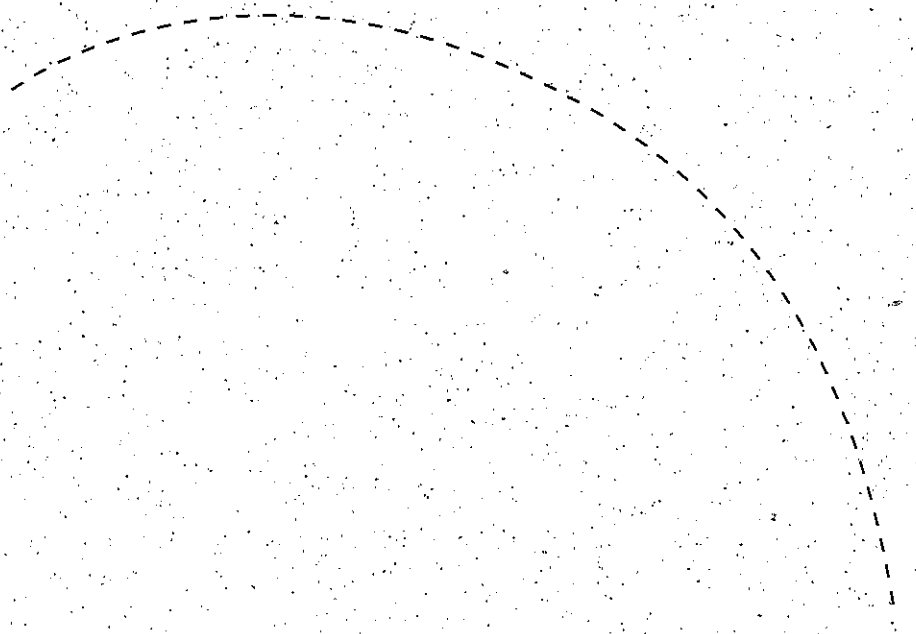
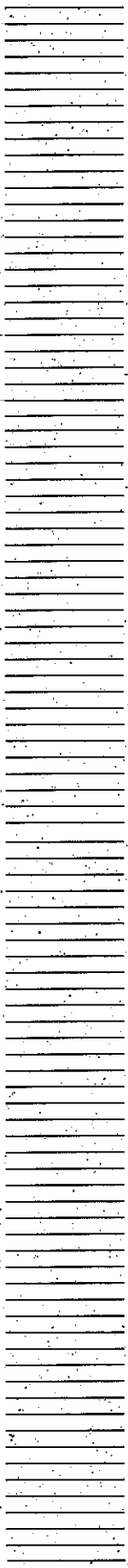
SIMARD, R.R., D. CLUIS, G. GANGBAZO et S. BEAUCHEMIN, 1995. « Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high animal density », *J. Environ. Qual.* 24: 1010-1017.

SIMONEAU, M., 1986. « Spatial variability in the water quality of Québec rivers », dans A. H. El-Shaarawi and R. E. Kwiatkowski (eds) *Statistical aspects of water quality monitoring*: 117-135, Elsevier.

SMITH, R. A., R. B. ALEXANDER et M. G. WOLMAN, 1987. *Analysis and interpretation of water-quality trends in major U.S. rivers, 1974-81*. USGS paper 2307, Washington, DC, 25 p.

VAN DIJK, G. M., VAN LIERE, L., ADMIRAAL, W., BANNINK, B. A. et CAPPON, J. J., 1994. « Present state of the water quality of European rivers and implications for management », *Sci. Tot. Environ.* 145: 187-195.





Gouvernement du Québec
**Ministère de l'Environnement
et de la Faune**



Couverture : ce papier contient 100 % de fibres recyclées après consommation.
Intérieur : ce papier contient 50 % de fibres recyclées, dont 10 % après consommation.

97-3585-02