

Capacité de support des activités agricoles par les rivières: le cas du phosphore total



Mars 2005

*Développement durable,
Environnement
et Parcs*

Québec 

Photo de la page couverture : © Gouvernement du Québec

Envirodoq : ENV/2005/0096

Auteurs : Georges Gangbazo, ingénieur, Ph. D.
Jacques Roy, ingénieur, B. Sc.
Alain Le Page, chimiste. Ph. D.

Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs,
Direction des politiques en milieu terrestre.

Collaborateurs : Marc Simoneau ⁽¹⁾, biologiste, M. Sc.
Mounia Kessab ⁽²⁾, chimiste, M. Sc.
Pascale Dubois ⁽³⁾, géographe, B. Sc.
Martine Gélinau ⁽¹⁾, ingénieure, M. Sc.
François Godin ⁽⁴⁾, ingénieur, M. Sc.

⁽¹⁾ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs,
Direction du suivi de l'état de l'environnement.

⁽²⁾ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs,
Direction des politiques en milieu terrestre.

⁽³⁾ Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs,
Direction des politiques de l'eau.

⁽⁴⁾ Centre d'expertise hydrique du Québec.

Graphisme : Francine Matte-Savard, technicienne en arts graphiques
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs,
Direction du suivi de l'état de l'environnement.

Le présent document a été publié par la
Direction des politiques en milieu terrestre
Ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs
Édifice Marie-Guyart, 9^e étage (boîte 71)
675, boulevard René-Lévesque Est
Québec (Québec) G1R 5V7
CANADA

RÉSUMÉ

La concentration médiane de phosphore total (PT) dans certaines rivières est de deux à six fois plus élevée que le critère pour la prévention de l'eutrophisation, fixé par le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs à 0,030 mg PT/l. L'eutrophisation des eaux de surface se manifeste par une production accrue d'algues et de plantes aquatiques. Au début des années 1960, la fertilité de certains sols agricoles devait être améliorée afin d'augmenter leur productivité. Ces sols ont donc été enrichis par des apports en phosphore supérieurs aux prélèvements par les récoltes, si bien que, dans certaines régions, la teneur en phosphore d'une proportion non négligeable des sols agricoles a atteint un niveau élevé, voire critique. Cela provoque des pertes significatives de phosphore par le ruissellement et, par conséquent, l'augmentation de la concentration de phosphore dans les rivières et dans les lacs, ce qui accroît les risques d'eutrophisation. Depuis quelques années, la prolifération d'algues toxiques (les cyanobactéries, par exemple) dans la baie Missisquoi et dans d'autres plans d'eau du Québec a augmenté la préoccupation du public à l'égard des risques liés à l'eutrophisation. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a pris des mesures pour tenter de prévenir l'eutrophisation des eaux de surface, mais tous les résultats escomptés n'ont pas encore été atteints. C'est pourquoi, dans le but d'améliorer l'efficacité des politiques et des programmes relatifs à la protection et à la récupération des usages de l'eau, plusieurs sont d'avis que, pour les bassins versants à vocation agricole, la capacité des rivières à supporter les activités agricoles devrait être évaluée. Ainsi, un concept de capacité de support a été développé, et une méthodologie permettant d'arrimer ce concept à l'approche de gestion intégrée de l'eau par bassin versant a été proposée. La capacité de support peut être définie comme une intensité d'activités agricoles qui permet de respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation ou, plus généralement, comme la somme des activités humaines

dont l'incidence globale respecte ce critère. Le développement méthodologique montre que la capacité de support des activités agricoles par les rivières peut être exprimée par la somme des cultures à grand interligne (GI) et à interligne étroit (IE) qui permet de respecter ce critère. Par contre, la capacité de support des activités humaines par les rivières peut être exprimée par la charge maximale de phosphore de sources anthropiques et naturelles qui peut être rejetée dans une rivière tout en respectant le critère. Les résultats montrent que la capacité de support exprimée par la somme des GI et des IE est de l'ordre de 5 % (par rapport à la superficie du bassin versant), alors que la capacité de support exprimée par les charges maximales de phosphore de sources anthropiques et naturelles varie selon les bassins versants. Dans certains bassins versants, la capacité de support est déjà dépassée. Par conséquent, des efforts importants devront être déployés pour assainir les eaux, c'est-à-dire abaisser la concentration de phosphore total au niveau du critère. Par exemple, dans le bassin versant de la rivière Yamaska, la somme des GI et des IE est de 34,2 %, soit sept fois plus élevée que la capacité de support. La concentration médiane de phosphore total à l'embouchure de la rivière est de 0,106 mg/l pour la période de 2001 à 2003. Dans d'autres bassins versants, par contre, celui de la rivière Batiscaun par exemple, la capacité de support n'est pas atteinte, si bien qu'il est possible d'augmenter la production agricole tout en respectant le critère. Actuellement, la somme des GI et des IE est de 2,15 %, soit deux fois plus faible que la capacité de support. La concentration médiane de phosphore total à l'embouchure de la rivière est de 0,013 mg/l pour la période de 2001 à 2003. Dans les bassins versants où la concentration de phosphore total à l'embouchure de la rivière est sous le critère, une mesure préventive basée sur le concept de capacité de support exprimée par les proportions des GI et des IE et appliquée rigoureusement pourrait permettre de protéger la rivière contre l'eutrophisation. Par contre, dans les bassins versants où la concentration de phosphore total à l'embouchure de la rivière dépasse le critère, une approche de gestion intégrée de l'eau par bassin versant permettrait d'assainir les eaux jusqu'au

niveau souhaité. La considération du concept de capacité de support exprimée par la charge maximale de phosphore de sources anthropiques et naturelles serait alors approprié. Grâce à un modèle

mathématique déterministe, il serait possible d'élaborer les scénarios et le plan d'action qui permettront de respecter la capacité de support.

TABLE DES MATIÈRES

RÉSUMÉ	v
TABLE DES MATIÈRES	VII
LISTE DES TABLEAUX	VII
LISTE DES FIGURES	VII
INTRODUCTION	1
CHAPITRE I : MÉTHODOLOGIE	4
1.1 Choix du modèle mathématique approprié	4
1.2 Bassins versants utilisés.....	4
1.3 Données sur l'utilisation du territoire.....	6
1.4 Échantillonnage et analyses physicochimiques de l'eau.....	7
1.5 Méthodes statistiques	7
1.6 Calculs	8
CHAPITRE II : RÉSULTATS ET DISCUSSION	10
2.1 Résultats	10
2.1.1 Concentration de phosphore total dans les rivières.....	10
2.1.2 Corrélation entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total.....	10
2.1.3 Régression entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total.....	11
2.1.4 Charges de phosphore total.....	14
2.2 Discussion.....	17
CONCLUSION	25
BIBLIOGRAPHIE	27

LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1.1	Utilisation du territoire drainé par les rivières en 2001 et concentration médiane de phosphore total pour les périodes de suivi de la qualité de l'eau.....	5
Tableau 2.1	Concentration de phosphore total à l'embouchure de quelques rivières pour la période de 2001 à 2003.....	11
Tableau 2.2	Corrélation entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total dans les rivières pour la période de 2001 à 2003.....	12
Tableau 2.3	Charges de phosphore total exportées par les rivières dans les bassins versants prioritaires pour la période de 2001 à 2003.....	15
Tableau 2.4	Utilisation du territoire dans certains bassins versants en 2001.....	16
Tableau 2.5	Bilan des charges de phosphore total dans les bassins versants pour la période de 2001 à 2003.....	17
Tableau 2.6	Charges maximales de phosphore total admissibles et effort d'assainissement nécessaire pour respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation.....	21

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1	Emplacement des bassins versants.....	6
Figure 2.1	Relation entre certaines utilisations du territoire et la concentration de phosphore total	13
Figure 2.2	Relation entre l'effort d'assainissement et la concentration de phosphore total dans les rivières.....	22

INTRODUCTION

L'azote et le phosphore sont des éléments nutritifs essentiels pour la croissance des plantes et des animaux. Lorsque les activités humaines, qu'elles soient domestiques, industrielles ou agricoles, entraînent le déversement de quantités importantes d'azote et de phosphore dans les rivières, ces éléments stimulent la croissance des algues et des plantes aquatiques, laquelle peut devenir excessive et mener à l'envahissement des milieux aquatiques. Cependant, en conditions naturelles, le phosphore est le premier élément nutritif à faire défaut dans la synthèse de nouveaux tissus, ce qui lui confère le titre de « facteur limitant ».

Au début des années 1960, la fertilité de certains sols agricoles devait être améliorée afin d'augmenter leur productivité. Ces sols ont donc été enrichis par des apports en phosphore supérieurs aux prélèvements par les récoltes, si bien que, dans certaines régions, la teneur en phosphore d'une proportion non négligeable des sols agricoles a atteint un niveau élevé, voire critique. Cela provoque des pertes significatives de phosphore par le ruissellement et, par conséquent, l'augmentation de la concentration de phosphore dans les rivières et certains lacs, ce qui accroît les risques d'eutrophisation. Le ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs a fixé à 0,030 mg/l la concentration maximale de phosphore total dans les rivières pour prévenir l'eutrophisation (ministère de l'Environnement du Québec, 2001). Rappelons qu'outre les eaux de ruissellement de sources diffuses agricoles, les eaux usées de sources ponctuelles municipales et certaines eaux usées de sources industrielles contribuent également à l'eutrophisation des eaux de surface.

L'eutrophisation a plusieurs effets négatifs sur les usages de l'eau. On peut citer : l'augmentation de la croissance des plantes aquatiques, l'augmentation de la biomasse d'algues, la diminution de la transparence de l'eau, les problèmes de goût, d'odeur et de traitement de l'eau, la diminution de la

concentration d'oxygène dans l'eau, l'augmentation de l'incidence des mortalités chez les poissons, la perte de diversité biologique et la diminution de la valeur esthétique des plans d'eau. Depuis quelques années, la prolifération d'algues toxiques (les cyanobactéries, par exemple) dans la baie Missisquoi (Mimeault, 2002) et dans d'autres plans d'eau du Québec a augmenté la préoccupation du public à l'égard des risques relatifs à l'eutrophisation. Cette situation a sensibilisé les autorités gouvernementales et sanitaires à la nécessité de trouver des solutions pour la prévenir (ministère de la Santé et des Services sociaux, en ligne).

Pour tenter de diminuer la concentration de phosphore dans les rivières en milieu agricole, le gouvernement du Québec a adopté, en 1997, le Règlement sur la réduction de la pollution d'origine agricole. Ce règlement prescrit notamment des normes relatives aux doses maximales de phosphore qui peuvent être épandues sur des parcelles de sol selon les cultures pratiquées. En 2002, des modifications ont été apportées à ce règlement, appelé maintenant Règlement sur les exploitations agricoles, en y introduisant des seuils limites de saturation en phosphore pour les sols agricoles.

Le 13 mai 2004, le gouvernement a annoncé ses orientations sur le développement durable de la production porcine en s'engageant à « mettre en place des mesures pour que le développement de la production n'excède pas la capacité du milieu récepteur, plus particulièrement dans une perspective de gestion intégrée de l'eau par bassin versant » (ministère de l'Environnement, en ligne). Au Québec, l'utilisation des expressions « capacité du milieu récepteur » et « capacité de support du milieu récepteur » dans le débat concernant la contamination des eaux de surface par les activités agricoles est relativement récente. Cela traduit néanmoins la volonté du public de savoir si, dans certains bassins versants, la capacité des rivières à supporter certaines activités humaines est dépassée, et plus précisément si ce dépassement est attribuable aux activités agricoles.

Rappelons que la mission du ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs est d'assurer, dans une perspective de développement durable, la protection de l'environnement et qu'un de ses mandats est d'assurer la protection de la santé humaine et des ressources biologiques pour maintenir ou pour récupérer les différents usages de l'eau. La Loi sur la qualité de l'environnement stipule que, de façon générale, toute activité susceptible de résulter en une émission, un dépôt, un dégagement ou un rejet de contaminants dans l'environnement ne peut se faire sans obtenir préalablement une autorisation du Ministère. Les articles 22 et 24 de la Loi imposent au Ministère l'obligation de connaître les conséquences d'un projet sur l'environnement avant de l'autoriser.

L'approche que le Ministère a élaborée pour évaluer les répercussions environnementales de rejets d'eaux usées de sources ponctuelles avant de les autoriser est celle des « objectifs environnementaux de rejet ». Les objectifs environnementaux de rejet servent aussi à l'établissement des exigences supplémentaires de rejet contenues dans les attestations d'assainissement délivrées dans le cadre du Programme de réduction des rejets industriels. Deux secteurs y sont actuellement assujettis par décret, soit l'industrie des pâtes et papiers depuis 1993 et l'industrie minérale et de la première transformation des métaux depuis 2002.

Contrairement à la réglementation sur les eaux usées de sources ponctuelles, selon laquelle il faut déterminer pour chaque source des exigences de rejet dans le milieu aquatique, la réglementation québécoise concernant les eaux de ruissellement de sources diffuses agricoles n'est pas basée sur une évaluation *a priori* des répercussions environnementales. Soulignons qu'il n'existe apparemment pas, au Québec ou ailleurs dans le monde, de méthodologie généralement acceptée pour évaluer les répercussions environnementales de chacune des sources diffuses agricoles qui existent dans un bassin versant avant de les autoriser. Pour le moment, le Ministère détermine, dans des règlements comme le Règlement sur les

exploitations agricoles par exemple, les pratiques qu'un producteur agricole doit adopter pour diminuer les risques de transport du phosphore vers les plans d'eau. On espère ainsi qu'à long terme la concentration de phosphore dans les rivières diminuera sous le critère établi pour les usages de l'eau qui lui sont liés. Cette approche entraîne au moins deux conséquences, à savoir : (1) la sous-utilisation de l'information existante, notamment les données du Ministère sur la qualité de l'eau; (2) la sous-utilisation des connaissances scientifiques relatives au contrôle de la pollution diffuse agricole (Gangbazo, 1997; Gangbazo et Painchaud, 1999).

Aux États-Unis, la Loi sur la qualité de l'eau (*Clean Water Act*) oblige les États à prendre des mesures pour atteindre les critères de qualité de l'eau relatifs à la vie aquatique, à la baignade et à la consommation humaine dans toutes les rivières. Ils doivent, pour cela, calculer les exigences de rejet (charges totales maximales journalières) pour les eaux usées de sources ponctuelles. Cependant, ils ne sont pas tenus de calculer des exigences de rejet pour les eaux de ruissellement de sources diffuses agricoles. Les choses sont toutefois en train de changer, car l'approche traditionnelle incitant les producteurs agricoles à utiliser volontairement des pratiques susceptibles de réduire la pollution de l'eau n'a pas permis d'atteindre les critères fixés. Prenant acte de cette situation, la U. S. Environmental Protection Agency (U. S. EPA) tente de soumettre les États à l'obligation de déterminer des exigences de rejet pour les eaux de ruissellement de sources diffuses agricoles. Dans le domaine agricole, on entend par *exigences de rejet* les charges maximales de contaminants de sources diffuses que l'ensemble des producteurs agricoles d'un bassin versant ou d'un de ses sous-bassins peuvent rejeter dans une rivière tout en respectant les critères relatifs aux différents usages de l'eau. Une fois que ces exigences de rejet sont connues, il revient à l'ensemble des producteurs agricoles concernés de travailler pour les respecter. Bien que cette notion ne soit pas nouvelle (voir Foran et autres, 1991), l'intention de la U. S. EPA provoque un débat dans les milieux

politique, agricole et scientifique des États-Unis (Libby et Swank, 2001).

Le but du présent projet est de répondre à la volonté gouvernementale de développer un concept de capacité du milieu récepteur qui soit applicable dans le contexte de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Les objectifs sont : (1) faire un état de la concentration de phosphore total dans les rivières du Québec; (2) développer un concept de capacité de support des activités agricoles par les rivières axé sur la prévention de l'eutrophisation; (3) à partir de ce concept, déterminer la capacité de

support des activités agricoles par les rivières; (4) déterminer l'importance de la problématique agricole en évaluant la contribution des différentes sources de contamination à la charge de phosphore total dans les rivières; (5) déterminer, selon les bassins versants, la réduction nécessaire de la charge de phosphore de sources anthropiques et naturelles pour atteindre le critère pour la prévention de l'eutrophisation ou l'augmentation possible de cette charge dans les limites du critère; (6) suggérer une approche pour appliquer le concept de capacité de support à la gestion intégrée de l'eau par bassin versant.

CHAPITRE I MÉTHODOLOGIE

1.1 Choix du modèle mathématique approprié

Rappelons qu'un usage de l'eau est perdu ou menacé si la concentration d'un contaminant qui interfère avec cet usage dépasse le critère établi. On sait par ailleurs que la qualité de l'eau d'une rivière reflète l'ensemble des activités humaines (municipales, industrielles, agricoles et sylvicoles) qui ont lieu dans le bassin versant. Par conséquent, on peut affirmer que la capacité d'une rivière à supporter les activités humaines peut être évaluée de deux façons, à savoir : (1) par l'examen de l'utilisation du territoire et des pratiques associées qui permettent de respecter le critère du phosphore total pour la prévention de l'eutrophisation; (2) par la détermination de la charge totale maximale de phosphore total de sources anthropiques et naturelles (CTM) qui peut être rejetée dans une rivière tout en respectant ce critère.

Deux méthodes peuvent être utilisées pour déterminer l'utilisation du territoire et les pratiques associées qui permettent de respecter un critère de qualité de l'eau : la modélisation déterministe et la modélisation statistique.

La modélisation déterministe utilise les lois physicochimiques ainsi que l'ensemble de ce qui est connu du système à modéliser. À l'opposé, la modélisation statistique utilise les lois statistiques pour modéliser ce même système. En d'autres termes, la modélisation statistique tente de déterminer les relations statistiques qui expliquent le phénomène observé. Dans le domaine de la contamination de l'eau par les activités agricoles, plusieurs modèles ont été élaborés et sont utilisés couramment. Par exemple, GIBSI (gestion de l'eau des bassins versants à l'aide d'un système informatisé, Villeneuve et autres, 1998) et SWAT (Arnold et autres, 1998) sont des modèles déterministes. Par contre, l'équation universelle des pertes de sol (Wischmeier et Smith, 1978) est un des modèles statistiques les plus connus et les

plus utilisés dans le monde. D'autres auteurs, dont Omernick (1977), Correl (1977) et Gangbazo (2000), ont aussi élaboré des modèles statistiques. Ces derniers modèles lient l'utilisation du territoire agricole à la qualité de l'eau des rivières. La modélisation déterministe est généralement plus complexe et plus coûteuse en temps et en données que la modélisation statistique.

Pour les besoins de la présente étude, la modélisation statistique a été préférée à la modélisation déterministe parce que, outre les avantages mentionnés précédemment, les données nécessaires sont déjà accessibles au Ministère.

1.2 Bassins versants utilisés

Nous avons élaboré la méthodologie à partir des rivières de 44 bassins versants, dont 15 en milieu agricole et 29 en milieu forestier, pour la plupart suivis entre 2001 et 2003 par la Direction du suivi de l'état de l'environnement (ministère du Développement durable, de l'Environnement et des Parcs) (voir tableau 1.1, p. 5). Comme il n'existe pas de définition du bassin agricole ou forestier, nous avons choisi d'appeler *bassin agricole* un bassin dont la superficie cultivable dépasse 20 % de la superficie totale et *bassin forestier* celui dont la superficie cultivable est inférieure à 20 % de la superficie totale. On peut constater que les bassins versants des rivières varient beaucoup, tant par leur superficie que par l'utilisation du territoire, et qu'ils couvrent diverses régions physiographiques (figure 1.1, p. 6). La plupart des bassins versants agricoles choisis sont situés dans les basses-terres du Saint-Laurent.

Tableau 1.1 : Utilisation du territoire drainé par les rivières en 2001 et concentration médiane de phosphore total pour les périodes de suivi de la qualité de l'eau

Période	Station		Nom du bassin versant	Utilisation du territoire‡								PT††
	Numéro §BQMA	Numéro séquentiel		SB†	SC	GI	IE	FO	AU	FR	DA	
			km ²	%	%	%	%	%	%	%	ua/ha	mg/l
01-03	5240001	15	Bayonne	359	38,3	20,7	6,32	11,1	0,20	61,7	0,58	0,121
86-88	4300003	32	Beauchastel	375	2,59	0,01	0,32	2,26	0,01	97,4	0,01	0,030
01-03	2340034	4	Beaurivage	699	29,7	6,68	3,10	19,8	0,07	70,3	0,85	0,042
83-85	1080001	17	Bonaventure	2 191	0,37	0,02	0,14	0,21	0,00	99,6	0,00	0,012
01-03	2300001	2	Boyer	210	57,1	12,6	14,0	30,0	0,40	43,0	1,13	0,070
01-03	5040113	34	Bras du Nord	812	0,97	0,17	0,29	0,51	0,00	99,0	0,01	0,012
83-85	1100002	18	Casapédia	3 088	0,09	0,00	0,02	0,07	0,00	99,9	0,00	0,017
93-95	1150014	20	Causapscal	696	1,29	0,00	0,54	0,74	0,00	98,7	0,01	0,010
01-03	2340006	27	Chaudière	1082	2,75	0,04	0,40	2,27	0,03	97,3	0,03	0,013
01-03	3030038	9	Chibouet	142	75,7	54,6	6,76	14,1	0,11	24,4	1,16	0,089
01-03	3020177	7	Coaticook	346	38,7	9,91	5,52	22,6	0,55	61,4	0,51	0,024
01-03	4040001	29	De la Petite Nation	2 053	4,75	0,98	1,11	3,63	0,62	93,7	0,03	0,015
01-03	5220005	13	De l'Achigan	617	22,6	15,3	2,88	3,91	0,40	77,5	0,30	0,077
01-03	3090002	12	Des Anglais	513	40,3	26,4	2,21	9,87	1,73	59,8	0,21	0,209
01-03	3040007	10	Des Hurons	260	62,2	47,4	3,76	7,92	3,09	37,8	0,43	0,182
83-85	2360001	5	Du Chêne	789	26,0	5,29	4,63	15,9	0,10	74,1	0,35	0,059
83-85	5130001	38	Du Gouffre	650	2,24	0,11	0,44	1,58	0,10	97,8	0,06	0,035
01-03	4060001	30	Du Lièvre	6 030	0,86	0,02	0,12	0,69	0,01	99,2	0,01	0,011
01-03	5280020	41	Du Loup	759	0,16	0,02	0,04	0,10	0,00	99,8	0,00	0,008
01-03	2330001	3	Etchemin	837	23,5	4,09	4,32	14,9	0,10	76,6	0,54	0,065
01-03	4080223	31	Gatineau	15 214	0,27	0,00	0,05	0,22	0,00	99,7	0,00	0,009
83-85	8010001	44	Haricana	3 625	2,87	0,02	0,57	2,23	0,04	97,1	0,01	0,044
01-03	5080004	35	Jacques-Cartier	1 735	0,03	0,00	0,00	0,02	0,00	100,0	0,00	0,010
01-03	3040013	11	L'Acadie	367	68,6	58,6	2,50	6,54	0,53	31,8	0,21	0,132
01-03	5220017	40	L'Assomption	659	0,03	0,00	0,00	0,03	0,00	100,0	0,00	0,008
82-84	2080001	23	Madeleine	1 208	0,03	0,00	0,01	0,02	0,00	100,0	0,00	0,012
83-85	5150001	39	Malbaie	1 886	0,64	0,00	0,08	0,52	0,03	99,4	0,01	0,043
01-03	4640003	16	Mascouche	378	33,8	17,8	4,62	9,54	1,68	66,4	0,22	0,159
83-85	2160002	25	Matane	1 643	2,55	0,01	0,61	1,91	0,01	97,5	0,02	0,017
80-82	6150001	42	Métabetchouane	2 286	0,56	0,01	0,14	0,40	0,00	99,4	0,00	0,034
83-85	5100014	36	Montmorency	1 129	0,06	0,09	0,13	0,34	0,05	99,4	0,00	0,037
01-03	3010036	6	Nicolet Sud-Ouest	941	24,7	4,56	3,48	16,5	0,13	75,4	0,26	0,034
01-03	3030003	8	Noire	1 453	37,7	18,3	2,50	16,3	0,46	62,4	0,70	0,065
83-85	1120001	19	Nouvelle	1 167	0,71	0,01	0,24	0,45	0,00	99,3	0,00	0,013
83-85	6160001	43	Ouiatchouane	938	1,33	1,25	0,41	0,90	0,00	98,7	0,01	0,016
83-85	2200001	26	Rimouski	1 554	4,50	0,03	1,49	2,97	0,00	95,5	0,04	0,016
01-03	4020001	28	Rouge	5 076	1,13	0,06	0,16	0,89	0,02	98,9	0,01	0,014
83-85	2140002	24	Sainte-Anne	831	0,17	0,00	0,04	0,13	0,00	99,8	0,00	0,015
83-85	5120003	37	Sainte-Anne du Nord	980	1,62	0,07	0,52	0,97	0,05	98,4	0,02	0,026
01-03	5220006	14	Saint-Esprit	219	42,5	29,5	4,76	8,01	0,13	57,6	0,60	0,080
83-85	2030001	21	Saint-Jean	1 155	0,03	0,00	0,01	0,02	0,00	100,0	0,00	0,012
01-03	5010013	33	Saint-Maurice	30 765	0,02	0,00	0,00	0,01	0,00	100,0	0,00	0,011
01-03	3030031	1	Yamaska Sud-Est	408	16,6	5,65	1,09	9,11	0,76	83,4	0,30	0,036
83-85	2040001	22	York	1 003	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	100,0	0,00	0,015

† SB : superficie du bassin versant à la station de suivi de la qualité de l'eau (en km²).

‡ SC : superficie cultivable, soit superficie en culture + jachères + terres améliorées pour le pâturage + terres non améliorées pour le pâturage (en pourcentage par rapport à SB).

GI : cultures à grand interligne, soit maïs + légumes + pommes de terre + haricots + tabac + soja + lentilles (en pourcentage par rapport à SB).

IE : cultures à interligne étroit : blé + avoine + orge + céréales mélangées + sarrasin + seigle + millet + triticales (en pourcentage par rapport à SB).

FO : fourrages, soit luzerne + mélange de luzerne + foin + autres cultures fourragères (en pourcentage par rapport à SB).

AU : autres cultures (SC – [GI + IE + FO]), en pourcentage par rapport à SB.

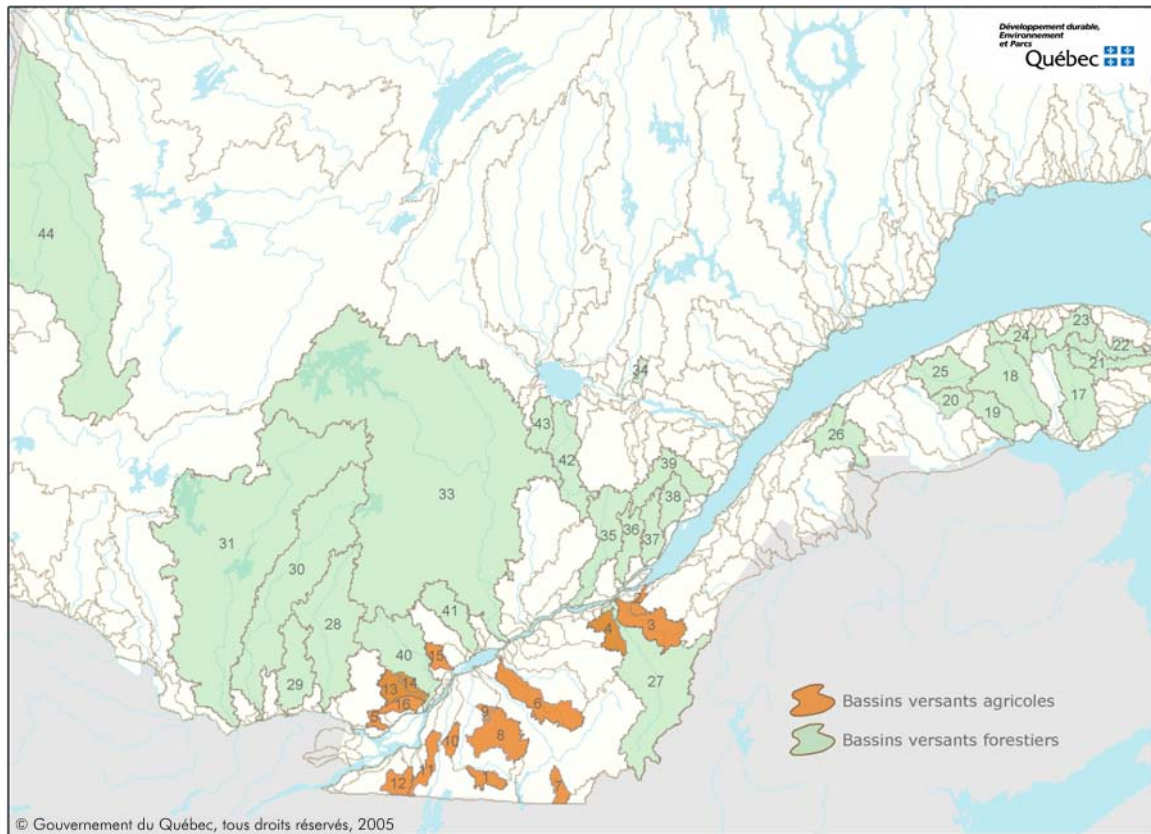
FR : forêt et autres utilisations du territoire (100 – SC), en pourcentage par rapport à SB.

DA : densité animale (en unités animales par rapport à SB; soulignons qu'une unité animale [ua] équivaut à une vache, à cinq porcs d'élevage pesant de 20 à 100 kg chacun ou encore à 250 poules, coqs ou poulets à griller).

†† PT : phosphore total.

§ BQMA : Banque de la qualité du milieu aquatique.

Figure 1.1 : Emplacement des bassins versants



1.3 Données sur l'utilisation du territoire

Les contours des bassins versants ont été numérisés à partir de cartes topographiques à l'échelle 1/250 000. La carte numérique des bassins versants et la carte des municipalités du Québec ont ensuite été superposées pour déterminer la proportion de chaque municipalité dans chacun des bassins versants. L'utilisation du territoire agricole (voir tableau 1.1) a été extraite en partie des statistiques agricoles municipales (recensement de Statistique Canada effectué en 2001). Ces données ont été ventilées au prorata de la proportion de chaque municipalité dans les bassins versants, puis regroupées en plusieurs catégories (superficie cultivable, cultures à grand interligne, fourrages, densité animale, etc.). On a supposé que les données sur l'utilisation du territoire de 2001 étaient valides pour les données sur la qualité de

l'eau de la période 2001 à 2003 ainsi que pour les autres périodes paraissant au tableau 1.1. Notons qu'une étude antérieure (Gangbazo, 2000) avait montré que la densité animale est plus fortement corrélée avec la concentration de phosphore total dans l'eau lorsqu'elle est calculée par rapport à la superficie totale du bassin versant que lorsqu'elle est calculée par rapport à la superficie cultivable. La première formulation avait donc été utilisée. De plus, la densité animale totale avait été préférée aux densités des différents types d'animaux (porcs, vaches, etc.) parce que celles-ci n'étaient pas corrélées avec la concentration de phosphore total dans l'eau. Par conséquent, la densité animale totale calculée par rapport à la superficie du bassin versant a été utilisée dans la présente étude.

1.4 Échantillonnage et analyses physicochimiques de l'eau

Comme nous l'avons indiqué précédemment, la banque de données sur la qualité de l'eau utilisée pour le développement méthodologique comprend surtout des rivières échantillonnées en 2001, 2002 et 2003. Cependant, des rivières échantillonnées dans des années antérieures ont été ajoutées à ces dernières pour augmenter le nombre de données et leur couverture géographique.

Les rivières ont été échantillonnées généralement une fois par mois. Les échantillons étaient prélevés généralement à un pont-route, puis envoyés au Centre d'expertise en analyse environnementale du Québec dans les meilleurs délais. Tous les échantillons d'eau ont été filtrés sur filtres de fibre de verre de porosité 1,2 µm (Whatman™, GF/C, 47 mm). Les concentrations de phosphore dissous et de phosphore particulaire ont été déterminées selon des méthodes normalisées (voir Laflamme, 1995). La concentration de phosphore total a été obtenue en additionnant les concentrations de phosphore particulaire et de phosphore dissous dans chaque échantillon d'eau. Les concentrations médianes annuelles de phosphore total sont présentées au tableau 1.1. Notons qu'il s'agit des médianes de toutes les concentrations de phosphore total mesurées dans les échantillons d'eau prélevés à chacune des stations de qualité d'eau pendant la période concernée.

1.5 Méthodes statistiques

Les analyses statistiques ont été effectuées avec le logiciel SAS sur PC. Des analyses de corrélation et de régression linéaires multiples ont été utilisées pour déterminer les relations entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total dans les rivières. La forme générale des régressions linéaires est la suivante :

$$Y = B_0 + B_1(x_1) + \dots + B_k(x_k) + e$$

[équation 1]

Dans l'équation précédente, Y est la variable expliquée, B₀ est l'ordonnée à

l'origine, B₁ est la pente de la première variable explicative x₁, B_k est la pente de la k^e variable explicative x_k et e est l'erreur résiduelle de la régression.

Les données utilisées en régression linéaire doivent respecter certaines hypothèses, à savoir : représentativité, linéarité de y en fonction de x, normalité de la distribution des résidus, homogénéité de la variance des résidus, indépendance des termes d'erreurs (Helsel et Hirsch, 1995). Des analyses préliminaires ont montré que la plupart de ces hypothèses sont respectées.

Une forte corrélation entre deux variables explicatives réputées indépendantes ($r \geq 0,8$; Scherrer (1984)) est une bonne indication qu'un modèle de régression contenant ces deux variables serait négativement influencé par des problèmes de multicollinéarité. Scherrer (1984) explique que, dans les cas de multicollinéarité extrême, les estimations des coefficients de régression fluctuent énormément d'un échantillon à l'autre. Souvent, l'addition ou le retrait de quelques données dans l'échantillon a de fortes répercussions sur les variables retenues dans le modèle selon la méthode pas à pas, dite *stepwise*, option utilisée dans la présente étude. Quand on utilise la régression pour évaluer l'importance relative des variables explicatives, l'interprétation devient aussi délicate que « dangereuse ». En effet, plus les variables explicatives sont interreliées, moins les coefficients de régression partiels sont fiables. Par contre, si le modèle est utilisé à des fins de prédiction de la valeur de y, la multicollinéarité ne dérange aucunement.

Les étapes utilisées pour déterminer le meilleur modèle de régression multiple sont les suivantes. Pour chacune des variables expliquées, nous commençons d'abord par développer des régressions simples entre ces variables et chacune des variables explicatives qui leur sont corrélées. Ensuite, les variables explicatives pour lesquelles les variances expliquées sont les plus élevées sont tour à tour forcées à entrer dans le modèle de régression multiple. Lorsque deux variables explicatives trop fortement corrélées ($r \geq 0,8$) sont retenues dans le modèle, l'une d'elles est éliminée

provisoirement du traitement, tel que le suggère Scherrer (1984), et la procédure *stepwise* est exécutée de nouveau. Le but est de rechercher et de retenir le modèle dont la variance totale expliquée est la plus grande et pour lequel toutes les variables explicatives sont significatives et ont le même signe que dans le tableau de corrélation concerné.

L'interprétation de l'effet de l'utilisation du territoire sur les concentrations médianes de phosphore total dans les rivières a été basée sur le signe des coefficients de régression partiels. Dans le texte, la probabilité du F calculé est représentée par P ($P \leq 0,01$ signifie que le P calculé est significatif au regard de la probabilité tabulaire de 1 %, et $P \leq 0,05$ signifie que le P calculé est significatif au regard de la probabilité tabulaire de 5 %, mais pas à celui de 1 %).

1.6 Calculs

La capacité de support des activités agricoles par les rivières, la capacité de support des activités humaines par les rivières ainsi que les charges ont été calculées à l'embouchure des grandes rivières seulement (L'Assomption, Chaudière et Yamaska, par exemple). On a utilisé l'équation de régression linéaire conçue pour estimer la somme des pourcentages des différents types d'utilisation du territoire des bassins versants qui font que le critère du phosphore total pour la prévention de l'eutrophisation est respecté. C'est la capacité de support des activités agricoles. La charge totale maximale de sources anthropiques et naturelles (CTM) qui permet de respecter le critère a été calculée en multipliant le débit moyen annuel des rivières à leur embouchure par le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation. C'est la capacité de support des activités humaines. Soulignons que, pour une rivière qui ne reçoit aucun rejet de sources ponctuelles municipales et industrielles, les activités humaines se limitent à l'agriculture. Dans un tel cas, la CTM équivaut à une capacité de support des activités agricoles.

La contribution des différentes sources de phosphore à la charge moyenne exportée à l'embouchure des rivières au cours de la période de 2001 à 2003 a été calculée pour donner une idée de l'ampleur de la problématique du phosphore de sources diffuses agricoles dans les bassins versants. Pour ce faire, on a utilisé l'équation de bilan de masse (voir équation 2). Cette équation suppose que tout le phosphore qui entre dans une rivière est ultérieurement transporté à son embouchure, ce qui n'est vrai que dans les petits bassins versants qui réagissent rapidement aux épisodes de pluie et de fonte de neige.

$$CE = CD + CP + CN$$

[équation 2]

Où :

CE = charge estimée à la station d'échantillonnage;

CD = charge de sources diffuses;

CP = charge de sources ponctuelles;

CN = charge de sources naturelles

(0,1 kg PT/ha/an); (Rast et Lee, 1983;

Clesceri et autres, 1986; Budd et Meals, 1994).

Les charges annuelles de phosphore total estimées aux stations de suivi de la qualité de l'eau (CE) ont été calculées à l'aide du logiciel FLUX (Walker, 1990), en utilisant la méthode de l'estimateur par ratio de Beale recommandée par la Commission mixte internationale pour estimer les charges de phosphore entrant dans les Grands Lacs (Hore et Ostry, 1978). Soulignons que les débits annuels des années 2001 à 2003 aux stations hydrométriques situées dans les bassins versants à l'étude (voir tableau 2.1, p. 11) étaient en moyenne inférieurs de 2 % seulement aux valeurs historiques (variation entre - 15 % et + 10 % selon les stations hydrométriques). Seule la station hydrométrique de la rivière Etchemin avait un débit annuel dépassant de beaucoup (36 %) la valeur médiane historique (données non présentées). Par conséquent, en considérant la marge d'erreur associée à la méthode de Beale, les charges annuelles de phosphore total estimées dans la présente étude sont assez proches de la réalité dans la plupart des cas.

Les charges de sources diffuses (CD) proviennent en grande partie du ruissellement de l'eau sur les parcelles agricoles et, dans certains cas, d'industries non raccordées aux réseaux d'égouts municipaux. Les charges de sources ponctuelles (CP) proviennent des résidences, qu'elles soient isolées ou non, et des industries raccordées aux réseaux d'égouts en 2003, qu'elles soient traitées ou non. Les charges de sources naturelles (CN) proviennent des zones boisées ou peu influencées par les activités humaines.

Les concentrations moyennes pondérées de phosphore total aux stations de suivi de la qualité de l'eau ont été calculées en divisant

les charges moyennes annuelles estimées par les débits moyens annuels aux stations.

Afin de donner une idée des efforts d'assainissement qu'il reste à faire dans certains bassins versants, on a calculé la quantité ainsi que le taux dont la charge de phosphore total estimée à l'embouchure des rivières (CE) devait être réduite afin de respecter le critère pour la prévention de l'eutrophisation. Ces résultats ont été obtenus en soustrayant la charge totale maximale de sources anthropiques et naturelles (CTM) de la charge estimée (CE), puis en divisant cette valeur par la charge estimée (CE). Les résultats ont été présentés en tonnes métriques par année et en pourcentages.

CHAPITRE II RÉSULTATS ET DISCUSSION

2.1 Résultats

2.1.1 Concentration de phosphore total dans les rivières

Le tableau 2.1 présente les concentrations médianes et moyennes pondérées de phosphore total à l'embouchure de 39 rivières pour la période de 2001 à 2003.

On constate que 59 % des valeurs de concentrations médianes (23 sur 39) sont supérieures au critère, avec une plage variant de 0,033 mg/l pour la rivière Chaudière à 0,178 mg/l pour la rivière Bédard. Dans certains bassins versants, la concentration médiane de phosphore total est de deux à six fois supérieure au critère pour la prévention de l'eutrophisation. Voici quelques exemples : rivière Etchemin (deux fois), rivière Fouquette (trois fois), rivière Yamaska (trois fois), rivière Mascouche (cinq fois) et rivière Bédard (six fois) (données non présentées).

Les concentrations moyennes pondérées de phosphore total sont jusqu'à deux à cinq fois supérieures aux valeurs médianes. Voici quelques exemples : rivière Bécancour (deux fois), rivière Boyer (trois fois) et rivière aux Brochets (cinq fois) (données non présentées). De plus, 64 % des valeurs (18 sur 28) sont supérieures au critère, avec une plage variant entre 0,051 mg/l (1,7 fois le critère) pour la rivière Bécancour et 0,258 mg/l (8,6 fois le critère) pour la rivière Nicolet Sud-Ouest.

2.1.2 Corrélation entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total

Le tableau 2.2, à la page 12, présente la corrélation entre l'utilisation du territoire et la concentration médiane de phosphore total à l'embouchure des rivières. On constate ce qui suit :

- 1) plusieurs variables sont corrélées avec la concentration de phosphore. Ce sont

la superficie cultivable (SC, $r = 0,77^{**}$), les cultures à grand interligne (GI, $r = 0,78^{**}$), les autres cultures (AU, $r = 0,79^{**}$) et la forêt (FR, $r = - 0,78^{**}$);

- 2) les cultures à interligne étroit (IE) et les fourrages (FO) sont moins corrélés avec la concentration de phosphore que les variables précédentes ($r = 0,52^{**}$ et $0,43^{**}$ respectivement);
- 3) la densité animale (DA) est corrélée avec la concentration de phosphore ($r = 0,46^{**}$).

On peut donc dire que plusieurs variables pourraient être de bons indicateurs de la concentration de phosphore, mais que GI et AU apparaissent comme les meilleures. Il faut cependant interpréter ces résultats prudemment, car la différence entre une corrélation forte et une corrélation plus faible, mais significative, peut être causée par une seule observation plus ou moins bien expliquée dans la relation. On note par exemple que, visuellement, les différences entre les relations PT-SC (figure 2.1a, p. 13) et PT-GI (figure 2.1b, p. 13) sont très minimes, comme le démontrent les coefficients de corrélation (tableau 2.2), alors que la relation PT-IE (figure 2.1c, p. 13) est surtout mauvaise à cause des deux points indiqués par des flèches. Si ces points étaient dans l'axe de la corrélation, celle-ci serait du même ordre de grandeur que les précédentes, puisque le reste du nuage de points est assez similaire aux deux autres. De plus, il est raisonnable de croire que la concentration de phosphore total dans une rivière augmente lorsque la proportion de cultures à interligne étroit augmente. Par conséquent, les données des rivières Boyer et des Anglais semblent être aberrantes en ce qui concerne la relation entre PT et IE.

Tableau 2.1 : Concentration de phosphore total à l'embouchure de quelques rivières pour la période de 2001 à 2003

Nom du bassin versant	Station Numéro BQMA†	Concentration	Concentration
		médiane mg/l	moyenne pondérée mg/l
Aux Brochets (baie Missisquoi)	3040015	0,033	0,155
Batiscan	5030001	0,013	0,025
Bayonne	5240001	0,121	ND‡
Bécancour	2400004	0,021	0,051
Bédard	6120001	0,178	ND
Bourlamaque	8010062	0,017	ND
Boyer	2300001	0,070	0,183
Châteauguay	3090001	0,082	0,107
Chaudière	2340050	0,033	0,05
De la Petite Nation	4040001	0,015	ND
Du Lièvre	4060001	0,011	0,043
Du Loup (Bas-Saint-Laurent)	2250005	0,070	ND
Du Loup (Mauricie)	5280001	0,049	0,236
Du Nord	4010002	0,050	0,133
Du Sud	2310004	0,028	ND
Etchemin	2330001	0,064	0,095
Fouquette	2E90001	0,090	ND
Gatineau	4080003	0,012	0,063
Jacques-Cartier	5080006	0,015	0,033
Kamouraska	2260002	0,034	ND
Kinojévis	4300002	0,029	ND
La Chaloupe	5230001	0,084	ND
L'Assomption	5220003	0,048	0,062
Madawaska	1170001	0,010	ND
Mascouche	4640003	0,159	ND
Maskinongé	5260003	0,030	0,077
Nicolet	3010007	0,034	0,057
Nicolet Sud-Ouest	3010009	0,053	0,258
Richelieu	3040009	0,028	0,037
Rimouski	2200019	0,009	0,026
Rouge	4020001	0,013	ND
Saguenay	6290002	0,011	ND
Saint-Charles	5090017	0,042	0,140
Sainte-Anne	5040007	0,026	0,077
Saint-François	3020031	0,034	0,067
Saint-Louis	3110003	0,063	ND
Saint-Maurice	5010007	0,013	0,029
Ticouapé	6200001	0,052	ND
Yamaska	3030023	0,106	0,193

† Banque de la qualité du milieu aquatique.

‡ Donnée non disponible.

2.1.3 Régression entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total

En utilisant les résultats du tableau de corrélation (tableau 2.2), on obtient la régression multiple suivante :

$$PT = 0,0208 + 0,04306 * AU + 0,00161 * GI$$

$$(R^2 = 0,79^{**})$$

[équation 3]

Bien que cette régression soit la meilleure d'un point de vue statistique, elle présente peu d'intérêt pratique pour deux raisons, à savoir :

- 1) la variable « autres cultures » (AU) devrait avoir en pratique peu d'effet sur la concentration de phosphore total. On peut donc soupçonner que quelques valeurs particulières ont fait ressortir une relation significative sur le plan statistique. Les bassins versants n° 10 (des Hurons) et n° 12 (des Anglais), qui ont à la fois de fortes valeurs de AU et de PT, sont les principaux bassins qui influencent la signification de la relation entre ces variables. De plus, le fait

Tableau 2.2 : Corrélation entre l'utilisation du territoire et la concentration de phosphore total dans les rivières pour la période de 2001 à 2003

Utilisation du territoire†	Coefficient de corrélation‡
Superficie cultivable (SC)	0,77**
Cultures à grand interligne (GI)	0,78**
Cultures à interligne étroit (IE)	0,52**
Fourrages (FO)	0,43**
Autres cultures (AU)	0,79**
Forêt (FR)	- 0,78**
Densité animale (DA)	0,46**

† SC : superficie cultivable, soit superficie en culture + jachères + terres améliorées pour le pâturage + terres non améliorées pour le pâturage (en pourcentage par rapport à la superficie du bassin versant [SB]).

GI : cultures à grand interligne, soit maïs + légumes + pommes de terre + haricots + tabac + soja + lentilles (en pourcentage par rapport à SB).

IE : cultures à interligne étroit, soit blé + avoine + orge + céréales mélangées + sarrasin + seigle + millet + triticale (en pourcentage par rapport à SB).

FO : fourrages, soit luzerne + mélange de luzerne + foin + autres cultures fourragères (en pourcentage par rapport à SB).

AU : autres cultures (SC - [GI + IE + FO]), en pourcentage par rapport à SB.

FR : forêt et autres utilisations du territoire (100 - SC), en pourcentage par rapport à SB.

DA : densité animale (en unités animales par rapport à SB; soulignons qu'une unité animale [ua] équivaut à une vache, à cinq porcs d'élevage pesant de 20 à 100 kg chacun ou encore à 250 poules, coqs ou poulets à griller).

‡ X^a , où X = coefficient de corrélation

** significatif ($P \leq 0,01$).

qu'une analyse de régression démontre une relation significative entre des variables n'implique pas nécessairement que cette relation soit de cause à effet. De même, une relation apparemment forte entre des variables peut être due à plusieurs facteurs, incluant l'influence d'autres variables qui ne sont pas mesurées. Par conséquent, la variable AU sera exclue de la régression;

2) les pourcentages des autres cultures (AU) et des cultures à grand interligne (GI) qui seraient permis pour respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation sont soit négatifs, soit très petits, car l'ordonnée à l'origine est de 0,0208. Cette particularité suggère que, sans utilisation de territoire AU ou GI, on aurait une concentration de base de phosphore de 0,020 à 0,030, alors que la concentration de base dans les bassins versants forestiers est plutôt de 0,010 à 0,015 (voir tableau 1.1).

Étant donné la problématique liée à l'équation 3, de nouveaux essais ont été faits sans AU (ce qui ne diminue que légèrement la variance expliquée) ainsi qu'en forçant la relation à passer par une valeur représentative de la concentration de base de phosphore dans les bassins versants forestiers (0,015 mg/l). Pour ce faire, on a effectué une transformation linéaire du type $PT = PT - 0,015$. Ensuite, la relation entre PT et l'utilisation du territoire a été ajustée pour obtenir l'équation suivante :

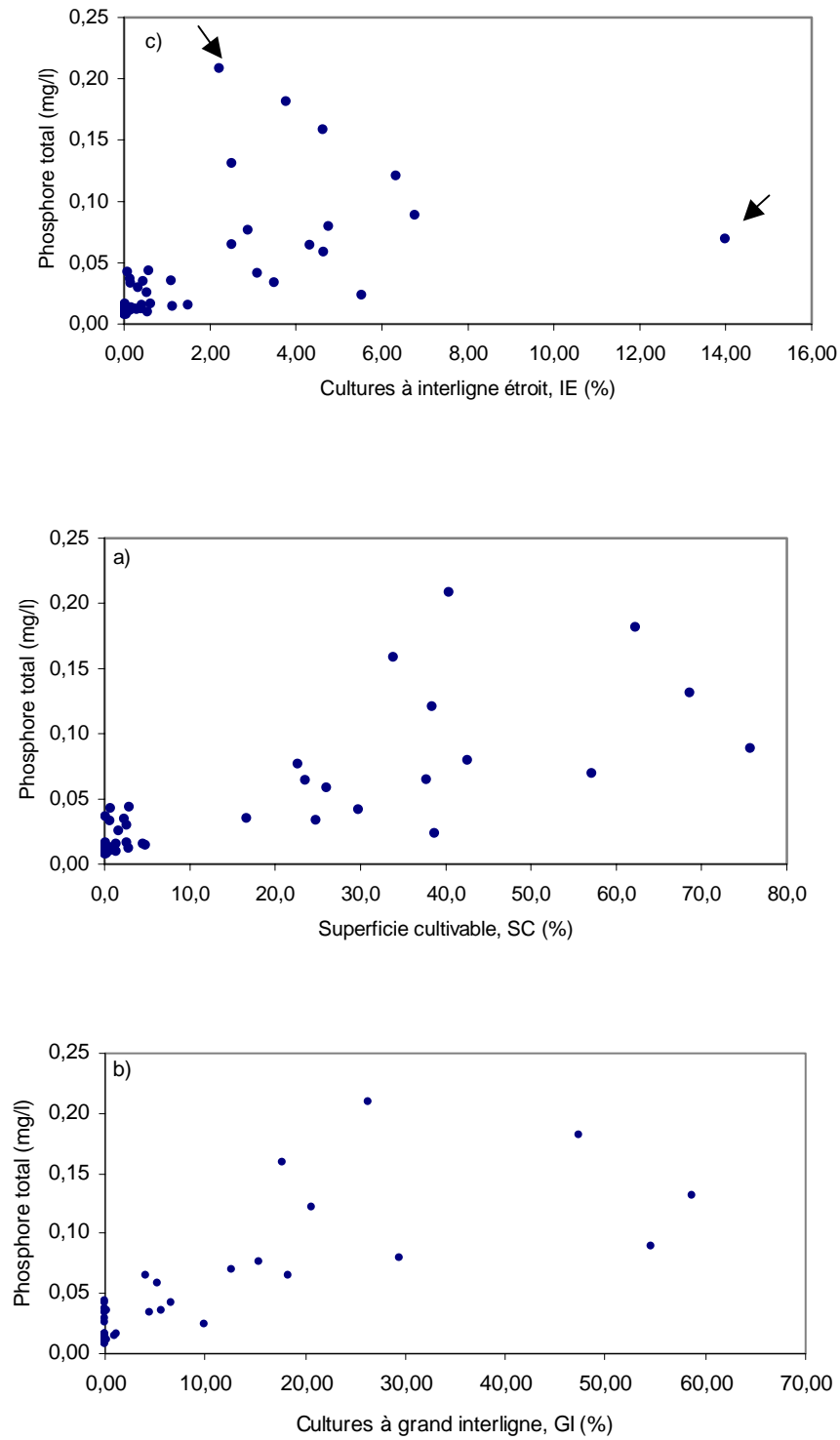
$$PT = 0,00285 * GI + 0,015$$

$$(R^2 = 0,70^{**})$$

[équation 4]

Cependant, comme la finalité du développement méthodologique est d'obtenir une équation dont les variables explicatives sont en même temps faciles à traduire dans un outil de prévention (un règlement, par exemple) et aisément applicables par les producteurs agricoles, des essais ont été faits en sommant les cultures à grand interligne (GI) et les cultures à interligne étroit (IE). Les avantages pour l'application réglementaire de considérer à la fois GI et IE sont les suivants :

Figure 2.1 : Relation entre certaines utilisations du territoire et la concentration de phosphore total



- 1) les cultures à grand interligne et les cultures à interligne étroit présentent une caractéristique commune, à savoir que le sol est nu entre les rangées. De plus, ce sont des cultures annuelles qui nécessitent que le sol soit travaillé et ensemencé tous les ans. En comparaison, les pâturages et les fourrages sont des cultures pérennes pour lesquelles le sol n'est pas travaillé tous les ans. Ce sont aussi des cultures qui ne laissent pas une portion du sol à nu au cours de l'année. Ainsi, l'exploitant agricole qui recherche les avantages apportés par la rotation des cultures sera amené à faire varier annuellement, sur une même parcelle, les proportions de ses cultures GI et IE, par exemple le maïs et les petites céréales, tandis que les parcelles consacrées aux pâturages et aux fourrages le resteront pour plusieurs années. Par conséquent, une norme réglementaire limitant seulement les superficies de cultures à grand interligne serait plus compliquée pour le producteur agricole dont le type de culture est fonction de facteurs économiques et agronomiques;
- 2) le fait de limiter uniquement les cultures à grand interligne pourrait inciter à transformer les superficies consacrées aux pâturages et aux fourrages en cultures à interligne étroit, ce qui accroîtrait, à long terme, la concentration en phosphore dans les rivières;
- 3) finalement, le fait de sommer les superficies des cultures à grand interligne et à interligne étroit permet d'établir une norme réglementaire unique dont la valeur est plus élevée et laisse plus de flexibilité aux producteurs agricoles pour ajuster leurs pratiques agricoles en conséquence.

Le résultat de la sommation des GI et des IE, tout en forçant l'ordonnée à l'origine (0,015 mg/l), donne l'équation 5, qui sera utilisée dans la suite de l'étude. On constate d'ailleurs qu'elle est pratiquement identique à l'équation 4 :

$$PT = 0,00254 * (GI + IE) + 0,015$$

($R^2 = 0,70^{**}$)
[équation 5]

2.1.4 Charges de phosphore total

Les charges moyennes annuelles de phosphore total exportées par les rivières à leur embouchure (station de suivi de la qualité de l'eau située le plus en aval) pour la période de 2001 à 2003 sont présentées au tableau 2.3. Elles varient entre 10,8 kg/km²/an pour la rivière Gatineau et 109 kg/km²/an pour la rivière Boyer. Rappelons que la rivière Gatineau draine un bassin forestier (1,10 % de sa superficie est cultivable), alors que la rivière Boyer draine un bassin agricole (57,3 % de sa superficie est cultivable) (voir tableau 2.4, p. 16). Gangbazo et Babin (2002) avaient obtenu entre 40,4 et 224 kg/km²/an pour les bassins versants agricoles figurant dans le tableau 1.1 et entre 4,71 et 76,9 kg/km²/an pour les bassins versants forestiers figurant dans le même tableau.

Le bilan des charges de phosphore total dans les bassins versants est présenté au tableau 2.5, à la page 17. On constate que : (1) la contribution des sources ponctuelles à la charge moyenne estimée à l'embouchure des rivières est généralement faible (en moyenne 12 %); parmi les bassins versants où cette contribution est particulièrement élevée, citons la rivière Chaudière (27 %), la rivière Bécancour (22 %), la rivière Nicolet (21 %), la rivière du Nord (45 %) et la rivière L'Assomption (36 %); (2) la contribution des sources naturelles à la charge moyenne estimée à l'embouchure des rivières est relativement élevée (en moyenne 39 %); (3) la contribution des sources diffuses à la charge moyenne estimée à l'embouchure des rivières est relativement élevée elle aussi (en moyenne 55 %). Cette dernière contribution est particulièrement élevée dans certains bassins versants connus pour l'intensité de la production agricole évaluée par la somme des cultures à grand interligne et des cultures à interligne étroit. C'est le cas notamment pour la rivière Boyer (92 %), la rivière Nicolet Sud-Ouest (81 %), la rivière Yamaska (76 %) et la rivière Châteauguay (77 %). La somme des cultures à grand interligne et à interligne étroit varie entre 18,5 % et 37,9 % de la superficie de ces bassins versants (tableau 2.4, p. 16). Dans un autre ordre d'idées, la superficie cultivable de ces bassins versants varie entre 35,2 % et 57,3 % (tableau 2.4).

Tableau 2.3 : Charges de phosphore total exportées par les rivières dans les bassins versants prioritaires pour la période de 2001 à 2003

Nom du bassin versant	Station Numéro BQMA†	Charge estimée (CE)‡ (t/an)	Superficie drainée à la station (km ²)	Coefficient d'exportation (kg/km ² /an)
À Mars	6070006	19,3	663	29,1
Aux Anglais	7120007	ND§	444	ND
Aux Brochets (baie Missisquoi)	3040015	27,3	552	49,5
Batiscan	5030001	63,3	4 610	13,7
Bayonne	5240001	ND	359	ND
Bécancour	2400004	71,6	2 620	27,3
Bonaventure	1080001	25,4††	2 170	11,7
Bourlamaque	8010062	ND	697	ND
Boyer	2300001	22,9	2 10,3	109
Châteauguay	3090001	118	2 350	50,1
Chaudière	2340050	147	6 692	22,0
Des Escoumins	7020002	17,7	798	22,1
Du Lièvre	4060001	116	9 560	12,1
Du Loup (Mauricie)	5280001	78,5	1 520	51,6
Du Moulin	6090002	ND	373	ND
Du Nord	4010002	90,0	2 070	43,5
Etchemin	2330001	93,3	1 460	63,9
Fouquette	2E90001	ND	70	ND
Gatineau	4080003	255††	23 600	10,8
Jacques-Cartier	5080006	52,8	2 510	21,0
Kamouraska	2260002	ND	296	ND
L'Assomption	5220003	127	4 220	30,1
Maskinongé	5260003	36,3	1 100	33,0
Matapédia	1150004	46,5	3 820	12,1
Montmorency	5100014	35,2	1 100	32,0
Nicolet	3010008	49,1	1 670	29,4
Nicolet Sud-Ouest	3010009	84,1	1 520	55,3
Richelieu	3040009	391	23 700	16,5
Rimouski	2200019	21,5	1 637	13,1
Saint-Charles	5090017	28,9	513	56,3
Sainte-Anne	5040007	103	2 690	38,2
Saint-François	3020031	343	10 200	33,7
Saint-Maurice	5010007	600	43 200	13,9
Yamaska	3030023	310	4 510	68,8

† Banque de la qualité du milieu aquatique.

‡ Moyenne sur trois ans (2001-2003).

†† Pour ces bassins versants, la charge estimée avec l'équation de Beale (Hore et Ostry, 1978) était inférieure à la charge provenant de sources naturelles, probablement parce qu'il s'agissait de bassins versants forestiers. Ainsi, la charge estimée a été calculée en faisant la somme des charges provenant de sources naturelles et ponctuelles. La charge provenant de sources diffuses a été considérée comme nulle.

§ Données non disponibles, soit parce qu'il n'y avait pas de station de débit, soit parce qu'il n'y avait pas de données sur la qualité de l'eau, soit parce qu'il n'y avait ni l'une ni l'autre.

Tableau 2.4 : Utilisation du territoire dans certains bassins versants en 2001

Nom du bassin versant	Utilisation du territoire‡								
	SB† km ²	SC %	GI %	IE %	GI+IE %	FO %	AU %	FR %	DA ua/ha
A Mars	310	3,55	0,07	1,73	1,80	1,62	0,13	96,4	0,01
Aux Anglais	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Aux Brochets (baie Missisquoi)	1 306	25,6	14,3	1,44	15,8	9,26	0,51	74,5	0,34
Batiscan	4 684	4,14	0,98	1,17	2,15	1,97	0,02	95,9	0,04
Bayonne	369	37,7	20,3	6,25	26,5	10,9	0,19	62,4	0,57
Bécancour	2 565	23,3	4,73	2,81	7,54	15,1	0,31	77,0	0,29
Bédard	127	42,6	1,90	18,3	20,2	20,5	1,99	57,4	0,28
Bonaventure	2 415	0,52	0,20	0,20	0,40	0,29	0,00	99,5	0,00
Bourlamaque	685	0,79	0,01	0,10	0,10	0,67	0,01	99,2	0,01
Boyer	219	57,3	12,1	14,2	26,3	30,4	0,54	42,8	1,08
Châteauguay	1 435	50,3	34,5	3,41	37,9	11,1	1,20	49,8	0,26
Chaudière	6 865	14,4	1,57	1,81	3,39	10,9	0,10	85,6	0,28
De la Petite Nation	2 098	4,58	0,95	1,09	2,04	3,53	0,61	93,9	0,03
Des Escoumins	789	0,07	0,00	0,01	0,01	0,05	0,01	99,9	0,00
Du Lièvre	9 207	1,47	0,07	0,20	0,27	1,20	0,01	98,6	0,01
Du Loup (Bas-Saint-Laurent)	1 092	10,4	0,33	2,85	3,18	7,14	0,05	89,6	0,08
Du Loup (Mauricie)	1 589	8,50	3,91	1,51	5,42	3,00	0,04	91,5	0,12
Du Moulin	404	3,97	0,22	1,75	1,97	1,94	0,05	96,0	0,02
Du Nord	2 118	8,57	3,45	1,02	4,46	3,86	0,21	91,5	0,07
Du Sud	1 912	13,6	1,35	3,20	4,55	8,92	0,07	86,5	0,17
Etchemin	1 453	24,4	5,19	4,16	9,35	14,9	0,10	75,7	0,54
Fouquette	68	40,5	1,12	9,95	11,1	28,9	0,15	59,9	0,28
Gatineau	23 460	1,10	0,05	0,11	0,16	0,93	0,01	98,9	0,01
Jacques-Cartier	2 460	2,40	0,79	0,51	1,30	1,06	0,03	97,6	0,02
Kamouraska	299	23,8	0,94	6,19	7,14	16,4	0,02	76,5	0,21
Kinojévis	3 711	1,68	0,00	0,23	0,24	1,44	0,01	98,3	0,01
La Chaloupe	143	54,8	35,8	11,3	47,1	6,77	0,36	52,9	0,30
L'Assomption	4 333	13,3	8,17	1,73	9,90	3,08	0,18	87,0	0,14
Madawaska	2 781	5,49	0,05	1,59	1,65	3,80	0,01	94,5	0,03
Mascouche	415	36,2	19,8	4,89	24,7	9,65	1,63	64,0	0,28
Maskinongé	1 058	7,45	2,86	1,22	4,08	3,27	0,07	92,6	0,10
Matapédia	3 969	5,86	0,06	2,15	2,22	3,63	0,02	94,1	0,03
Montmorency	1 140	0,74	0,11	0,16	0,27	0,40	0,06	99,3	0,01
Nicolet	1 729	36,9	12,8	4,62	17,4	19,1	0,20	63,2	0,38
Nicolet Sud-Ouest	1 659	35,2	14,0	4,47	18,5	16,4	0,24	64,9	0,36
Richelieu	2 403	60,2	47,7	3,68	51,4	7,88	0,85	40,4	0,29
Rimouski	1 584	5,05	0,04	1,68	1,72	3,32	0,01	95,0	0,04
Rouge	5 100	1,12	0,06	0,16	0,22	0,88	0,02	98,9	0,01
Saguenay	2 543	12,0	0,73	4,28	5,00	6,41	0,55	88,3	0,07
Saint-Charles	545	3,07	0,26	0,41	0,68	2,13	0,25	96,9	0,04
Sainte-Anne	2 715	7,18	1,89	1,82	3,72	3,43	0,01	92,8	0,06
Saint-François	8 382	15,7	3,24	1,83	5,07	10,4	0,19	84,4	0,21
Saint-Louis	136	72,2	59,2	3,98	63,2	8,82	0,20	27,8	0,38
Saint-Maurice	42 960	0,13	0,03	0,02	0,05	0,08	0,00	99,9	0,00
Ticouapé	608	27,5	0,63	10,4	11,1	11,8	4,59	72,6	0,09
Yamaska	4 792	46,7	30,6	3,53	34,2	11,8	0,66	53,3	0,68

† SB : superficie du bassin versant à l'embouchure de la rivière.

‡ SC : superficie cultivable, soit superficie en culture + jachères + terres améliorées pour le pâturage + terres non améliorées pour le pâturage (en pourcentage par rapport à la superficie du bassin versant).

GI : cultures à grand interligne, soit maïs + légumes + pommes de terre + haricots + tabac + soja + lentilles (en pourcentage par rapport à SB).

IE : cultures à interligne étroit, soit blé + avoine + orge + céréales mélangées + sarrasin + seigle + millet + triticales (en pourcentage par rapport à SB).

FO : fourrages, soit luzerne + mélange de luzerne + foin + autres cultures fourragères (en pourcentage par rapport à SB).

AU : autres cultures (SC – [GI + IE + FO]), en pourcentage par rapport à SB.

FR : forêt et autres utilisations du territoire (100 – SC), en pourcentage par rapport à SB.

DA : densité animale (en unités animales par rapport à SB; soulignons qu'une unité animale [ua] équivaut à une vache, à cinq porcs d'élevage pesant de 20 à 100 kg chacun ou encore à 250 poules, coqs ou poulets à griller).

Tableau 2.5 : Bilan des charges de phosphore total dans les bassins versants pour la période de 2001 à 2003

Nom du bassin versant	Charge estimée (CE)†		Charge de sources ponctuelles (CP)		Charge de sources naturelles (CN)		Charge de sources diffuses (CD)	
	t/an	%‡	t/an	%‡	t/an	%‡	t/an	%‡
À Mars	19,3	ND§	ND	ND	6,40	33,2	ND	ND
Aux Anglais	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND	ND
Aux Brochets (baie Missisquoi)	27,3	1,19	4,34	ND	ND	ND	26,1	95,7
Batiscan	63,3	8,15	12,9	45,0	71,1	10,1	16,0	
Bayonne	ND	1,33	ND	2,33	ND	ND	ND	ND
Bécancour	71,6	15,7	21,9	20,2	28,2	35,8	49,9	
Bonaventure	24,9	1,09	4,39	23,8	95,6	0,0	0,0	
Bourlamaque	ND	ND	ND	6,92	ND	ND	ND	ND
Boyer	22,9	0,84	3,65	0,94	4,12	21,1	92,2	
Châteauguay	118	14,4	12,24	12,6	10,7	90,7	77,1	
Chaudière	147	40,3	27,4	57,3	38,9	49,8	33,8	
Des Escoumins	17,7	ND	ND	8,04	45,5	ND	ND	ND
Du Lièvre	112	11,6	10,4	94,5	84,6	5,61	5,02	
Du Loup (Mauricie)	78,5	3,78	4,82	14,0	17,8	60,7	77,4	
Du Moulin	ND	0,72	ND	3,58	ND	ND	ND	ND
Du Nord	90	40,1	44,6	20,3	22,5	29,6	32,9	
Etchemin	93,3	11,6	12,4	11,1	11,9	70,6	75,7	
Fouquette	ND	3,51	ND	0,42	ND	ND	ND	ND
Gatineau	241	6,35	2,63	235	97,4	0,0	0,0	
Jacques-Cartier	52,8	4,55	8,62	24,5	46,5	23,7	44,9	
Kamouraska	ND	1,60	ND	2,24	ND	ND	ND	ND
L'Assomption	127	45,5	35,9	36,8	29,0	44,6	35,1	
Maskinongé	36,3	1,42	3,91	10,2	28,0	24,7	68,1	
Matapédia	41,7	5,61	13,5	36,0	86,4	0,07	0,16	
Montmorency	35,2	0,96	2,74	11,4	32,5	22,8	64,8	
Nicolet	49,1	10,4	21,2	10,9	22,2	27,8	56,6	
Nicolet Sud-Ouest	84,1	5,21	6,19	10,9	12,9	68,0	80,9	
Richelieu	391	62,1	15,9	95,7	24,5	233	59,7	
Rimouski	21,5	0,65	3,03	15,5	72,3	5,31	24,7	
Saint-Charles	28,9	0,23	0,78	4,98	17,2	23,7	82,0	
Sainte-Anne	103	5,45	5,30	25,1	24,4	72,3	70,3	
Saint-François	343	67,9	19,8	86,3	25,1	189	55,1	
Saint-Maurice	600	54,0	9,00	432	72,0	114	19,0	
Yamaska	310	49,6	16,0	25,5	8,22	235	75,8	

† Charge actuelle estimée à la station de suivi de la qualité de l'eau (moyenne sur trois ans, de 2001 à 2003).

‡ Pourcentage par rapport à la charge annuelle estimée.

§ Données non disponibles, soit parce qu'il n'y avait pas de station de débit, soit parce qu'il n'y avait pas de données sur la qualité de l'eau, soit parce qu'il n'y avait ni l'une ni l'autre.

2.2 Discussion

Le Ministère a fixé à 0,030 mg/l la concentration de phosphore total en vue de prévenir l'eutrophisation. Cette valeur se situe dans l'intervalle suggéré par Mainstone et Parr (2002). Le problème de l'eutrophisation des rivières se manifeste surtout en période d'étiage. Selon les conditions d'écoulement des rivières, l'eutrophisation peut se traduire par une prolifération accrue de la biomasse végétale sous forme d'algues microscopiques, de périphyton ou de plantes aquatiques. Il se peut que la concentration de phosphore dépasse le critère sans que ces effets

apparaissent (Dodds et Welch, 2000). Cependant, le critère est utile pour évaluer, de façon générale, les risques relatifs à l'eutrophisation et pour les prévenir. Soulignons que la santé écosystémique n'est pas nécessairement compromise ou protégée par ce critère. La toxicité du milieu due aux pesticides et aux rejets industriels ainsi que les pertes d'habitat provoquées par des problématiques agricoles comme l'absence de bandes riveraines de largeur appropriée, le colmatage du fond des rivières, l'ensablement, etc., peuvent être plus contraignantes pour les communautés biologiques que la concentration de phosphore.

Cela étant, les concentrations moyennes pondérées de phosphore total nous semblent plus représentatives des valeurs auxquelles les écosystèmes aquatiques sont exposés que les concentrations médianes. Il faudrait donc, idéalement, se baser sur les concentrations moyennes pondérées pour analyser les risques environnementaux associés à la concentration des éléments nutritifs dans les rivières. Ce choix mérite cependant une réflexion approfondie à cause de ses nombreuses répercussions potentielles. C'est pour cela que la concentration médiane a tout de même été utilisée dans la présente publication.

Soulignons que le fait d'axer les évaluations et les calculs (concentration et capacité de support) sur l'embouchure des rivières pour faciliter l'application de mesures préventives comme la réglementation peut avoir certaines conséquences. La première est de sous-estimer la problématique réelle du phosphore dans un bassin versant. Dans certains cas, en effet, les activités agricoles sont concentrées dans les sous-bassins des rivières. Il peut donc arriver que, selon le type d'agriculture, la concentration de phosphore dans un sous-bassin soit beaucoup plus élevée qu'à l'embouchure de la rivière principale. Par exemple, la concentration médiane de phosphore à l'embouchure de la rivière L'Assomption est de 0,048 mg/l, alors que celles aux embouchures des rivières de l'Achigan et Saint-Esprit, deux de ses tributaires, sont respectivement de 0,077 mg/l et de 0,080 mg/l (tableaux 1.1 et 2.1). La deuxième conséquence est que le maintien dans un grand bassin versant d'une utilisation moyenne du territoire qui respecterait en principe le critère de concentration de phosphore à son embouchure ne garantit pas que tous ses sous-bassins sont protégés contre l'eutrophisation. Par conséquent, il faut être vigilant pour éviter que la concentration de phosphore n'augmente dans les sous-bassins pendant qu'on cherche à protéger les embouchures des grandes rivières. Pour ce faire, la mise en place d'un réseau de suivi de la qualité de l'eau et du débit des rivières dans les sous-bassins les plus à risque est une condition essentielle pour éviter les possibles effets pervers d'une réglementation.

Si on admet qu'un règlement est un outil de prévention de la pollution de l'eau, il ne faut toutefois pas s'attendre à ce qu'il permette, à lui seul, de récupérer les usages récréatifs de l'eau, même s'il est basé sur des relations objectives (comme celles développées dans la présente publication) et qu'il est appliqué rigoureusement. Les problèmes de qualité de l'eau liés aux sources de pollution diffuse agricole sont dus à des processus parfois difficiles à évaluer. Durant leur migration des champs vers les rivières et les lacs, les polluants sont influencés par plusieurs processus physiques, chimiques et biologiques. Ceux-ci modifient les formes et les quantités des polluants et peuvent même retarder temporairement leur transfert vers les milieux aquatiques. Ces processus varient selon la nature, la température et la teneur en eau des sols, la quantité d'eau qui ruisselle à la surface du sol ou qui s'y infiltre, etc. La multiplicité et la complexité des mécanismes de transport et de transformation des polluants sont telles que les mêmes sources peuvent ne pas produire les mêmes effets dans le temps et dans l'espace. C'est pour toutes ces raisons que l'assainissement agricole est complexe et nécessite une grande variété de mesures, dont la réglementation, l'écoconditionnalité et l'approche conseil.

Les études de corrélation (tableau 2.2) indiquent que les cultures à grand interligne, les cultures à interligne étroit et la densité animale exprimée par rapport à la superficie du bassin versant et non par rapport à sa superficie cultivable augmentent la concentration de phosphore alors que la forêt la diminue. L'eau de ruissellement provenant des terres boisées est beaucoup moins contaminée que celle provenant des terres cultivées et fertilisées. Cela suggère que, dans un bassin versant où la concentration de phosphore dépasse largement le critère, le déboisement « joue » contre tous les usagers de l'eau, y compris les producteurs agricoles. L'augmentation de la concentration de phosphore qui en résulte laisse moins de marge pour augmenter les superficies cultivées.

La régression retenue (équation 5) indique que la capacité de support – exprimée par la

somme des cultures à grand interligne et des cultures à interligne étroit qui permet de respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation – est de l'ordre de 5 %. Par conséquent, la capacité de support est déjà dépassée dans plusieurs bassins versants (voir tableau 2.4). La somme des GI et des IE dans certains bassins versants se présente comme suit : 26,3 % (Boyer), 17,4 % (Nicolet), 18,5 % (Nicolet Sud-Ouest), 34,2 % (Yamaska), 51,4 % (Richelieu), 15,8 % (baie Missisquoi) et 37,9 % (Châteauguay). Dans la pratique, étant donné la volatilité des modèles de régression, on pourrait peut-être faire passer la capacité de support à 10 %. Le principe de précaution doit toutefois nous inciter à diminuer ce pourcentage plutôt qu'à l'augmenter. Dans certains cas, une faible augmentation de la concentration de phosphore au-delà du critère peut avoir des effets néfastes. Par exemple, dans le bassin versant de la rivière Chaudière, la somme de GI et de IE est de 3,39 % (tableau 2.4), alors que la concentration médiane de phosphore à l'embouchure est juste à la limite du critère (0,033 mg/l [tableau 2.1]). Si cette rivière se comporte comme la rivière L'Assomption (GI + IE = 9,90 %; PT = 0,048 mg/l), le fait de doubler la capacité de support pourrait avoir des conséquences importantes. Précisons que 10 % est la capacité de support obtenue en supposant qu'en l'absence de GI et de IE, la concentration de phosphore dans les rivières serait égale à zéro, ce qui est une approche très libérale.

Gangbazo (2000) avait démontré que la concentration de phosphore total dans les bassins versants agricoles figurant au tableau 1.1 était expliquée par l'équation suivante :

$$\log (PT + 1) = 0,002 + 0,031 * \log(GI + 1) + 0,039 * \log (IE + 1)$$

($R^2 = 0,72^{**}$)
[équation 6]

Dans la présente étude, nous avons essayé d'étendre la régression précédente à tous les bassins versants figurant au tableau 1.1 avec les mêmes données (bassins versants agricoles et forestiers confondus, avec les utilisations du territoire de 1991 et la

concentration de phosphore de la période 1979-1995). Nous avons obtenu l'équation suivante :

$$\ln (PT + 1) = 0,305 - 0,003 * FR$$

($R^2 = 0,80^{**}$)
[équation 7]

Les deux équations précédentes permettent de faire deux remarques qui s'avèrent d'autant plus intéressantes que l'intensité des activités agricoles a augmenté entre 1991 et 2001 dans la plupart des bassins versants utilisés pour le développement méthodologique (données non présentées) : (1) l'équation 6 confirme que les cultures à grand interligne augmentent la concentration de phosphore total dans les rivières; (2) alors qu'en 1991 les données suggéraient que, peu importe l'intensité des activités agricoles dans les bassins versants, il suffisait d'avoir assez de superficies boisées pour diminuer la concentration de phosphore à la valeur désirée (équation 7), il n'en est plus ainsi de nos jours (équation 5). Apparemment, même dans les bassins versants forestiers, l'augmentation des superficies cultivées entre 1991 et 2001 (données non présentées) semble en train de faire « perdre » aux boisés le pouvoir de dilution qui pouvait leur être attribué auparavant. Cette information devrait inciter à accorder une attention accrue aux conséquences potentielles du déboisement.

Les bilans de charge (tableau 2.5) confirment que la contribution des sources diffuses (CD) à la charge annuelle de phosphore estimée à l'embouchure des rivières (CE) est généralement élevée dans les bassins versants ayant une proportion importante de superficie cultivable (SC); (tableau 2.4). En voici quelques exemples : Boyer (CD : 92 %; SC : 57,3 %); Etchemin (CD : 76 %; SC : 24,4 %); Nicolet Sud-Ouest (CD : 81 %; SC : 35,2 %); Châteauguay (CD : 77 %; SC : 50,3 %); Yamaska (CD : 76 %; SC : 46,7 %). Par contre, dans certains bassins versants, la contribution des sources diffuses à la charge de phosphore estimée à l'embouchure des rivières est relativement faible, bien qu'ils soient généralement cités comme des bassins versants agricoles. Ce sont, par exemple, les bassins versants des rivières Chaudière (CD : 34 %; SC : 14,4 %) et

L'Assomption (CD : 35 %; SC : 13,3 %). Cela s'explique probablement par la faiblesse relative du pourcentage de la superficie cultivable, mais aussi par sa distribution géographique dans le bassin versant. On peut comprendre par exemple que, pour deux bassins versants ayant le même pourcentage de superficie cultivable, la concentration de phosphore estimée à l'embouchure de la rivière ne sera pas la même selon que l'agriculture est concentrée à la tête du bassin versant ou près de l'embouchure de la rivière. Dans le premier cas, la concentration sera diluée par les apports provenant des zones boisées situées en aval, et une partie sera transformée avant de parvenir à l'embouchure. Dans le deuxième cas, les transformations du phosphore seront faibles, et il y aura peu de dilution par l'eau de ruissellement provenant des zones boisées. Dans d'autres bassins versants, la contribution des sources diffuses à la charge de phosphore à l'embouchure de la rivière sera élevée malgré un faible pourcentage de superficie cultivable. C'est le cas, par exemple, pour les bassins versants des rivières Jacques-Cartier (CD : 45 %; SC : 2,40 %), Saint-Charles (CD : 82 %; SC : 3,07 %) et Montmorency (CD : 65 %; SC : 0,74 %). On sait par ailleurs qu'une grande proportion de la charge de sources diffuses dans le bassin versant de la rivière Saint-Charles provient de débordements de réseaux d'égouts.

La capacité de support exprimée par la charge maximale de sources anthropiques et naturelles (CTM) est présentée au tableau 2.6, à la page 21. On constate que cette capacité est dépassée dans la majorité des bassins versants. Par conséquent, il faudra faire un effort important d'assainissement pour atteindre le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation. Dans le bassin versant de la rivière Boyer, par exemple, la capacité de support est de 4 t/an seulement, alors que la charge estimée (CE) est de 22,9 t/an. Par conséquent, un éventuel programme d'assainissement devra réduire la charge de phosphore de 18,9 t/an, ou 82,5 %, pour respecter le critère. La charge provenant de

sources diffuses (21,1 t/an) est à peu près égale à l'effort d'assainissement nécessaire (18,9 t/an). Cela suggère que, pour atteindre la capacité de support, il faudra mettre en place des pratiques agricoles dont l'efficacité est de 100 %, si on suppose que les stations d'épuration des eaux usées enlèvent toute la quantité de phosphore que la technologie permet. Comme aucune pratique agricole n'a une telle efficacité, une étude s'impose pour voir s'il est possible d'améliorer l'efficacité des stations d'épuration des eaux usées. Dans le bassin versant de la rivière Batiscan, en revanche, la capacité de support est de 78,3 t/an, alors que la charge estimée est de 63,3 t/an. Par conséquent, il est possible d'augmenter la charge de phosphore de 15 t/an, ou 23,7 %, tout en respectant le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation. Cette augmentation pourrait provenir d'une augmentation des superficies cultivées.

Remarquons que, selon les données du tableau 2.6, il faut faire un effort d'assainissement pour respecter le critère dans les bassins versants des rivières Bécancour, Maskinongé, Richelieu et Sainte-Anne, bien que la concentration médiane de phosphore y soit inférieure ou égale au critère. Cela s'explique par le fait que la « vraie » concentration de phosphore – la concentration moyenne pondérée – est supérieure à la concentration médiane (voir tableau 2.1, p. 11). La méthode d'estimation des charges exploite toutes les concentrations mesurées à une station donnée. De plus, elle tient compte des relations entre ces concentrations et les débits qui leur sont associés. Les charges estimées sont celles qui se rapprochent le plus des valeurs réelles. On observe d'ailleurs que, pour les bassins versants figurant au tableau 2.6, l'effort d'assainissement est moins corrélé avec la concentration médiane ($R^2 = 0,52$; figure 2.2a, p. 22) qu'avec la concentration moyenne pondérée ($R^2 = 0,83$; figure 2.2b, p. 22). Cela montre encore une fois que la concentration moyenne pondérée est plus représentative de la qualité de l'écosystème aquatique que la concentration médiane.

Tableau 2.6 : Charges maximales de phosphore total admissibles et effort d'assainissement nécessaire pour respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation

Nom du bassin versant	Charge estimée (CE) [†]	Charge totale maximale (CTM) [‡]	Effort d'assainissement nécessaire ^{††}	
	t/an	t/an	t/an	% ^{‡‡}
À Mars	19,3	11,6	ND	ND
Aux Anglais	ND [§]	ND	ND	ND
Aux Brochets (baie Missisquoi)	27,3	7,20	20,1	73,7
Batiscan	63,3	78,3	- 15,0	- 23,7
Bayonne	ND	ND	ND	ND
Bécancour	71,6	47,4	24,2	33,8
Bonaventure	24,9	34,4	- 9,52	- 38,3
Bourlamaque	ND	ND	ND	ND
Boyer	22,9	4,00	18,9	82,5
Châteauguay	118	31,2	86,5	73,5
Chaudière	147	102	45,4	30,8
Des Escoumins	17,7	13,1	ND	ND
Du Lièvre	112	164	- 52,7	- 47,2
Du Loup (Mauricie)	78,5	19,6	58,9	75,0
Du Moulin	ND	ND	ND	ND
Du Nord	90	36,0	54,0	60,0
Etchemin	93,3	37,1	56,2	60,2
Fouquette	ND	ND	ND	ND
Gatineau	241	399	- 158	- 65,4
Jacques-Cartier	52,8	60,7	- 7,91	- 15,0
Kamouraska	ND	ND	ND	ND
L'Assomption	127	61,1	65,8	51,9
Maskinongé	36,3	15,0	21,3	58,7
Matapédia	41,7	60,3	- 18,6	- 44,7
Montmorency	35,2	26,9	8,33	23,6
Nicolet	49,1	28,1	21,0	42,8
Nicolet Sud-Ouest	84,1	27,1	57,0	67,8
Richelieu	391	346	45,4	11,6
Rimouski	21,5	25,3	- 3,80	- 17,6
Saint-Charles	28,9	8,90	20,0	69,2
Sainte-Anne	103	69,2	33,7	32,7
Saint-François	343	262	81,2	23,6
Saint-Maurice	600	629	- 29,1	- 4,85
Yamaska	310	65,2	245	79,0

† Charge actuelle estimée à la station de suivi de la qualité de l'eau (moyenne sur trois ans, de 2001 à 2003).

‡ Charge provenant de sources anthropiques et naturelles permettant de respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation (0,030 mg/l).

†† Valeur négative : quantité dont il faut réduire la charge provenant de sources diffuses pour respecter le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation; valeur positive : quantité dont on peut augmenter la charge de sources diffuses tout en respectant le critère de concentration de phosphore pour la prévention de l'eutrophisation.

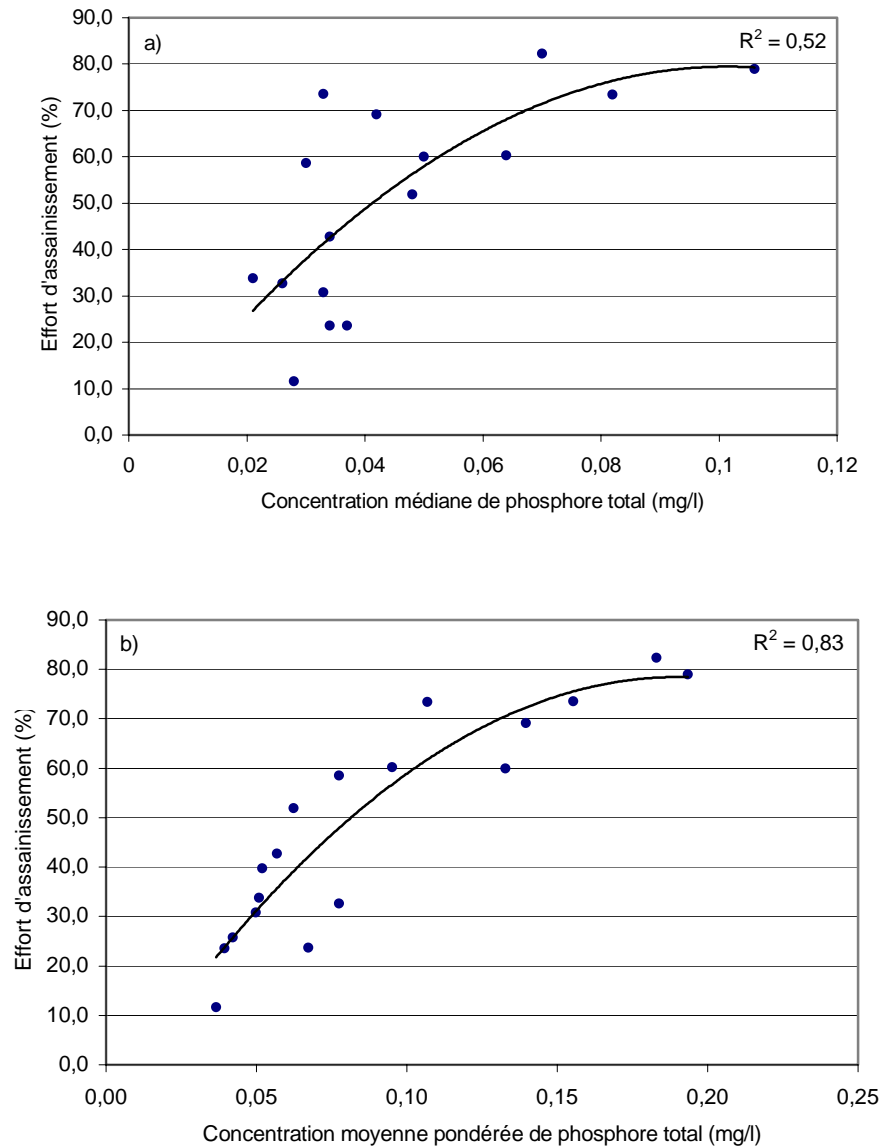
‡‡ Pourcentage calculé par rapport à la charge estimée.

§ Données non disponibles, soit parce qu'il n'y avait pas de station de débit, soit parce qu'il n'y avait pas de données sur la qualité de l'eau, soit parce qu'il n'y avait ni l'une ni l'autre.

Un des plus importants renseignements qu'on peut tirer de la discussion précédente est que la capacité de support est dépassée dans certains bassins versants, alors qu'elle n'est pas atteinte dans d'autres bassins versants. Par conséquent, on a affaire à deux types de bassins versants qu'il faut, de toute évidence, « traiter » différemment. Gangbazo et ses collaborateurs (1994) ont proposé un concept qui répond à ce besoin et qui peut constituer un cadre pour appliquer la notion de capacité de support

des activités agricoles par les rivières proposée dans la présente étude. De plus, ce concept répond à un des mandats du Ministère, celui d'assurer la protection de la santé humaine et des ressources biologiques pour maintenir ou pour récupérer les différentes utilisations de l'eau. Les auteurs ont classé les bassins versants du Québec en deux catégories : les bassins versants à protéger, qu'ils appellent « bassins non prioritaires », et les bassins versants à assainir, qu'ils appellent

Figure 2.2 : Relation entre l'effort d'assainissement et la concentration de phosphore total dans les rivières



« bassins prioritaires » (à ne pas confondre avec les bassins versants prioritaires de la Politique nationale de l'eau, ministère de l'Environnement, 2002). Dans les bassins versants à protéger, la qualité de l'eau est bonne, c'est-à-dire que la concentration de phosphore y est actuellement inférieure au critère pour la prévention de l'eutrophisation. Par contre, dans les bassins versants à assainir, la concentration de phosphore dépasse ce critère.

Dans les bassins versants à protéger, les auteurs suggèrent d'appliquer des mesures préventives. Par conséquent, une application stricte de la notion de capacité de support – notamment exprimée par les proportions de cultures à grand interligne et de cultures à interligne étroit qui permettent de respecter le critère – pourrait être efficace.

Dans les bassins versants à assainir, la notion de capacité de support exprimée par les proportions des GI et des IE doit servir

d'outil de sensibilisation. Par exemple, il est facile de comprendre que, dans le bassin versant de la rivière Yamaska, pour passer d'une valeur GI + IE de 34,2 % (voir tableau 2.4) à la capacité de support de 5 %, il faudra déployer des efforts dont les incidences économiques et sociales peuvent être énormes. Toutefois, dans les milieux aquatiques considérés comme « trop » dégradés, il faudra au moins s'assurer que les communautés biologiques demeurent viables et en santé. Pour ce faire, la réduction jusqu'à un certain niveau de la concentration de phosphore et d'autres polluants agricoles (comme les matières en suspension) ainsi que la protection et la réhabilitation des habitats sont des objectifs à poursuivre (Mainstone et Parr, 2002). Les communautés biologiques sont reconnues pour récupérer rapidement lorsque des actions significatives (aménagement de bandes riveraines, amélioration de l'habitat, diminution des sources de pollution diffuse, etc.) sont faites dans le milieu. Dans le cas des bassins versants à assainir, la meilleure solution est une approche de gestion intégrée de l'eau par bassin versant semblable à celle proposée par Gangbazo et ses collaborateurs (1994). Aux États-Unis, cette approche a fait ses preuves sur une longue période et dans des dizaines de projets pilotes. Au Québec, elle a été utilisée avec un certain succès dans les projets pilotes des bassins versants des ruisseaux Saint-Esprit (Enright et autres, 1998) et Turmel (Baril et Gallichand, 1997).

Dans l'approche de gestion intégrée de l'eau par bassin versant, la notion de capacité de support exprimée par la charge maximale de sources anthropiques et naturelles (CTM) pourrait être privilégiée. Elle permet d'élaborer, grâce à un modèle mathématique déterministe, les scénarios et le plan d'action qui permettront de respecter la capacité de support. On peut alors conjuguer les ressources financières et humaines de toutes les parties concernées (ministères, municipalités, producteurs agricoles, etc.) pour résoudre les problèmes qui ont été ciblés au préalable. Selon les connaissances scientifiques les plus récentes, l'approche de gestion intégrée de l'eau par bassin versant est la plus adaptée pour assurer le développement durable de l'agriculture.

Le Québec se situe à une étape stratégique dans le domaine de l'assainissement de l'eau. Tout semble être en place pour favoriser l'adoption de la notion de capacité de support des activités agricoles par les rivières. Examinons quelques faits. Grâce à des investissements de 8 milliards de dollars, les eaux usées de la plupart des municipalités sont traitées en utilisant les meilleures technologies disponibles. De plus, grâce à des investissements de plusieurs dizaines de millions de dollars, 80 % des fermes sont dotées de structures de stockage étanches des déjections animales, et 85 % des plans agroenvironnementaux réalisés présentent un bilan de phosphore équilibré. Dans un autre ordre d'idées, le Ministère a décidé de moderniser la Loi sur la qualité de l'environnement en l'axant sur l'approche milieu. Enfin, le gouvernement du Québec a rendu publique, le 26 novembre 2002, la Politique nationale de l'eau, dont une des pierres d'assise est la gestion intégrée de l'eau par bassin versant. Afin que ce mode de gestion de l'eau devienne une réalité, le gouvernement a retenu 33 bassins versants prioritaires pour lesquels il appuie financièrement la mise en place d'organismes sans but lucratif appelés « organismes de bassins versants ». Ces organismes sont constitués de membres représentatifs de tous les secteurs pertinents du territoire visé. Ils ont le mandat d'élaborer un plan directeur de l'eau. Ce plan (voir Gangbazo, 2004a et b) est un outil de planification visant à déterminer et à hiérarchiser les interventions à accomplir dans un bassin versant pour atteindre les objectifs fixés de manière concertée. La Politique nationale de l'eau prévoit que les plans directeurs de l'eau seront approuvés par tous les ministères concernés par les questions liées à l'eau.

L'adoption de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant ne concerne donc pas seulement les organismes de bassins versants. Le choix de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant comme mode de gouvernance de l'eau orientera progressivement les ressources humaines, matérielles, financières et informationnelles des divers ordres de gouvernement ainsi que des secteurs privé et communautaire

vers la recherche de résultats concrets et mesurables quant aux usages précis de l'eau et aux écosystèmes que la population désirera voir protégés, restaurés ou mis en valeur. Elle provoquera donc un changement majeur dans les façons de faire qui avaient cours au Québec dans le domaine des ressources en eau depuis quelques décennies. Par conséquent,

l'adaptation de la notion de capacité de support au contexte de la gestion intégrée de l'eau par bassin versant répond à une volonté gouvernementale. Elle constitue un moyen efficace pour aborder la problématique du phosphore dans les rivières avec une grande probabilité de succès.

CONCLUSION

Le concept de capacité de support des activités agricoles par les rivières proposé dans la présente étude est une approche innovatrice, qui permettra de prévenir l'eutrophisation des eaux de surface là où la concentration de phosphore est sous le critère et de résoudre ce problème là où la concentration de phosphore dépasse le critère et où ses différentes manifestations sont observées ou risquent de l'être. La méthodologie proposée pour l'appliquer est, à notre avis, le meilleur moyen pour que l'approche réglementaire joue vraiment le rôle qui devrait lui être dévolu et pour que la concentration de phosphore diminue significativement dans certaines rivières sans que cela coûte trop cher à la société. Appliquer le concept et l'approche proposés,

c'est s'assurer de prendre des mesures efficaces pour protéger contre la pollution nos milieux et nos ressources aquatiques les plus sensibles. C'est aussi prendre des mesures acceptables pour que nos milieux aquatiques les plus dégradés retrouvent la santé biologique à moyen terme. Les milieux aquatiques abritent des organismes vivants qui, ne l'oublions pas, sont à la base de la chaîne alimentaire dont nous dépendons. Par conséquent, ils constituent un patrimoine collectif d'une valeur inestimable. Le développement durable sur lequel mise le gouvernement du Québec pour assurer une meilleure qualité de vie pour toute la société québécoise exige que les besoins économiques soient équilibrés par rapport aux besoins environnementaux et sociaux. Il ne nous semble possible de parler de développement qu'à cette condition.

BIBLIOGRAPHIE

ARNOLD, J. G., R. SRINIVASAN, R. S. MUTTIAH et J. R. WILLIAMS (1998). « Large Area Hydrologic Modeling and Assessment. Part 1: Model Development », *Journal of the American Water Resources Association*, vol. 34, n° 1, p. 73-89.

BARIL, P., et J. GALLICHAND (1997). *Projet bassin versant rivière Belair*, Québec, Agriculture et Agroalimentaire Canada et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 191 p.

BUDDS, L. F., et D. W. MEALS (1994). « Lake Champlain Nonpoint Source Pollution Assessment », *Lake Champlain Basin Program Technical Report No. 6A*, Vermont.

CLESCERI, N. L., S. J. CURRAN et R. I. SEDLAK (1986). « Nutrient Loads to Wisconsin Lakes. Part I: Nitrogen and Phosphorus Export Coefficients », *Water Resources Bulletin*, vol. 22, n° 6, p. 983-990.

CORREL, D. L. (1977). « An Overview of the Rhode River Watershed Program », *Watershed Research in Eastern North America*, Washington DC, Smithsonian Press, vol. 1, p. 105-124.

DODDS, W. K., et E. B. WELSCH (2000). « Establishing Nutrient Criteria in Streams », *Journal of the North American Benthological Society*, vol. 19, n° 1, p. 186-196.

ENRIGHT, P., F. PAPINEAU et C. A. MADRAMOOTOO (1998). *Gestion de l'eau dans le bassin versant de la partie supérieure du ruisseau Saint-Esprit*, Québec, Agriculture et Agroalimentaire Canada et ministère de l'Agriculture, des Pêcheries et de l'Alimentation du Québec, 57 p.

FORAN, J. A., P. BUTLER, L. B. CLECKNER et J. W. BUTKLEY (1991). « Regulating Nonpoint Source Pollution in Surface Waters: A Proposal », *Water Resources Bulletin*, vol. 27, n° 3, p. 479-484.

GANGBAZO, G. (2004a). *Gestion intégrée de l'eau par bassin versant : concept et application*, Direction des politiques sur l'eau, ministère de l'Environnement du Québec (Envirodoq : ENV/2004/0062).

GANGBAZO, G. (2004b). *Élaboration d'un plan directeur de l'eau : guide à l'intention des organismes de bassin versant*, Direction des politiques sur l'eau, ministère de l'Environnement du Québec (Envirodoq : ENV/2004/0258).

GANGBAZO, G. (2000). « Relations empiriques entre l'utilisation du territoire agricole et la qualité de l'eau des rivières », *Vecteur Environnement*, vol. 33, n° 2, p. 42-49.

GANGBAZO, G., et F. BABIN (2000). « Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles », *Vecteur Environnement*, vol. 33, n° 4, p. 47-57.

GANGBAZO, G., et J. PAINCHAUD (1999). « Incidence des politiques et programmes d'assainissement agricole sur la qualité de l'eau de six rivières, 1988-1995 », *Vecteur Environnement*, vol. 32, n° 1, p. 29-36.

GANGBAZO, G. (1997). « Contrôle de la pollution diffuse agricole par l'approche des objectifs environnementaux de rejet », *Vecteur Environnement*, vol. 30, n° 4, p. 25-31.

GANGBAZO, G., D. CLUIS et C. BERNARD (1994). « Contrôle de la pollution diffuse agricole à l'échelle du bassin versant », *Sciences et techniques de l'eau*, vol. 27, n° 2, p. 33-39.

HORE, R. C., et R. C. OSTRY (1978). *Grand River, Ontario Summary Pilot Watershed Report*, International Reference Group on Great Lakes Pollution from Land Use Activities International Joint Commission, 56 p.

LAFLAMME, D. (1995). *Qualité des eaux du bassin de la rivière Sainte-Anne, 1979 à 1994*, Sainte-Foy, Direction des écosystèmes aquatiques, ministère de l'Environnement du Québec, 66 p.

LIBBY, L. W., et C. W. SWANK (2001). « Addressing Water Quality in Agriculture: Institutional Aspects and Prospects », [En ligne].
[\[http://aede.osu.edu/programs/Swank/pdfs/Addressing%20Water%20Quality%20in%20Agriculture.pdf\]](http://aede.osu.edu/programs/Swank/pdfs/Addressing%20Water%20Quality%20in%20Agriculture.pdf)
(26 janvier 2005).

MAINSTONE, C. P., et W. PARR (2002). « Phosphorus in Rivers – Ecology and Management », *The Science of the Total Environment*, vol. 282-283, p. 25-47.

MIMEAULT, M. (2002). « Mise en valeur de la baie Missisquoi et du lac Champlain », *Agrosol*, vol. 13, n° 2, p. 92-96.

MINISTÈRE DE LA SANTÉ ET DES SERVICES SOCIAUX DU QUÉBEC. « Environnement – Algues bleues (cyanobactéries) », *Santé publique*, [En ligne].
[\[http://www.rsss16.gouv.qc.ca/santepublique/protection/environnement/Eauxrecreatives/index.html#algues_bleues\]](http://www.rsss16.gouv.qc.ca/santepublique/protection/environnement/Eauxrecreatives/index.html#algues_bleues) (25 janvier 2005).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC. « Le gouvernement annonce les orientations sur le développement durable de la production porcine » (communiqué de presse), [En ligne].
[\[http://www.menv.gouv.qc.ca/infuseur/communiqu.asp?No=506\]](http://www.menv.gouv.qc.ca/infuseur/communiqu.asp?No=506) (26 janvier 2005).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2002). *Politique nationale de l'eau*, Québec, ministère de l'Environnement du Québec, 94 p. (Enviroduq : ENV/2002/0310).

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT DU QUÉBEC (2001). *Critères de qualité de l'eau de surface au Québec*, Québec, Direction du suivi de l'état de l'environnement, 387 p.
[\[http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm\]](http://www.menv.gouv.qc.ca/eau/criteres_eau/index.htm).

OMERNICK, J. M. (1977). *Nonpoint Source – Stream Nutrient Level Relationships: A Nationwide Study*, Corvallis (Oregon), U.S. Environmental Protection Agency, (EPA/600/3-77/105).

RAST, W., et G. F. LEE (1983). « Nutrient Loading Estimates for Lakes », *Journal of Environmental Engineering Division*, vol. 109, n° 2, p. 502-517.

SCHERRER, B. (1984). « La régression », dans SCHERRER, B. *Biostatistique*, Québec, Gaëtan Morin éditeur, p. 623-726.

VILLENEUVE, J.-P., C. BLANCHETTE, M. DUCHEMIN, J.-F. GAGNON, A. MAILHOT, A. N. ROUSSEAU, M. ROUX, J.-F. TREMBLAY et R. TURCOTTE (1998). *Rapport final du projet GIBSI : gestion de l'eau des bassins versants à l'aide d'un système informatisé*, Tome 1. R-462, Sainte-Foy, INRS-Eau.

WALKER, W. W. (1990). *FLUX Stream Load Computations*, version 4.4, Vicksburg (Massachusetts), U.S. Army Corps of Engineers.

WISCHMEIER, W. H., et D. D. SMITH (1978). *Predicting Rainfall Erosion Losses. A Guide to Conservation Planning*, Science and Education Administration, U. S. Department of Agriculture, 58 p.