

Résumé

L'estimation fiable des concentrations et des charges de polluants de sources diffuses agricoles est un préalable de la gestion des bassins versants. Les données des trois premières années (1997-1999) du suivi de la qualité de l'eau dans le bassin versant de la rivière Boyer Nord (29,8 km²) au Québec (Canada) ont été exploitées pour analyser les comportements des sédiments en suspension (SS) et du phosphore (P) dans le bassin. Les cultures occupent 46,4 % de la superficie du bassin et la forêt 54,6 %. Les principales cultures sont les fourrages (32,7 % de la superficie), le maïs (7,89 %) et les céréales (5,62 %). Les élevages sont intensifs, avec une densité d'environ 3 unités animales - UA ha⁻¹; ils comprennent surtout du porc (56,8 % des UA) et des bovins laitiers (22,4 %). Les sols sont excessivement fertilisés; l'excédent des apports de phosphore par rapport aux prélèvements par les cultures s'élève à 14,3 kg P/ha pour l'ensemble du bassin. La concentration médiane annuelle de SS varie entre 12 et 16 mg/L, ce qui est de l'ordre de grandeur des valeurs observées dans les bassins agricoles du Québec. Les concentrations médianes estivales de P-total varient entre 0,12 et 0,21 mg/L, soit entre 4 et 7 fois le critère pour la prévention de l'eutrophisation (0,03 mg/L). La concentration journalière de P-total augmente avec le débit journalier et avec la concentration journalière de SS. La charge moyenne annuelle de SS s'élève à 573 kg/ha. La charge moyenne annuelle de P-total s'élève à 2,03 kg/ha. La majeure partie de la charge annuelle de P-total est sous forme particulaire (P-suspension) : 66 % en 1997, 32 % en 1998 et 72 % en 1999. Le bilan de P suggère que sur une base annuelle, la majeure fraction (≈ 80 %) de l'excédent de P appliqué aux cultures reste dans les champs où il contribue probablement à la saturation des sols du bassin. On en déduit qu'un plan d'action axé sur le contrôle de l'érosion des sols et la limitation des apports de P aux cultures pourrait permettre de diminuer les concentrations de P dans la rivière Boyer Nord à des niveaux compatibles avec les usages de l'eau.

MOTS CLÉS : pollution diffuse agricole, qualité de l'eau des rivières, sédiments en suspension, phosphore, bilan.

1. Introduction

Les sédiments sont les polluants de source diffuse agricole les plus visibles. Ce sont des particules de sol qui se retrouvent dans l'eau suite à l'érosion. Une grande partie des particules de sol qui sont transportées vers les eaux superficielles y demeurent en suspension. Après une pluie abondante, la turbidité des lacs, rivières et ruisseaux peut atteindre des niveaux qui compromettent la potabilité de l'eau. Une charge excessive de sédiments peut avoir des effets négatifs sur la faune aquatique, comme par exemple l'ensablement des frayères. Les sédiments entraînés par le ruissellement peuvent aussi réduire la capacité de stockage de l'eau des lacs et réservoirs, engorger les rivières et les canaux, augmenter la fréquence et la sévérité des inondations, et endommager les réseaux de distribution d'eau.

Abstract

Reliable estimates of non-point pollutant concentrations and loads are required for watershed management. Data from the first 3 years (1997-1999) of water quality monitoring in the Boyer Nord river watershed (29.8 km²) in Quebec (Canada) were used to get an insight into suspended sediments (SS) and phosphorus (P) behaviour in the watershed. Crops accounted for 46.4% of watershed area and forest for 54.6%. Main crops are forage (32.7% of watershed area), corn (7.89%) and cereals (5.62%). Animal production is intensive with a density of about 3 animal units - AU ha⁻¹; it consists mainly of hog (56.8% of AU) and milk cows (22.4%). The soils are excessively fertilized; the excess phosphorus supply over crops withdrawn amounts to 14.3 kg P/ha for the whole watershed. Annual median SS concentrations vary between 12 and 16 mg/L; this is the order of magnitude of values observed in Quebec agricultural watersheds. Summer median Total-P concentrations varied between 0.12 and 0.21 mg/L; this is 4 to 7 times the eutrophication prevention criteria (0.03 mg/L). Daily Total-P concentrations increased with daily flow and with daily SS concentrations. Mean annual SS loads amounts to 573 kg/ha. Mean annual Total-P load amounts to 2.03 kg/ha. The major fraction of annual Total-P loads was in the particulate form (suspended-P): 66% in 1997, 32% in 1998 and 72% in 1999. Phosphorus budget suggests that on an annual basis, a major fraction (≈80%) of P excess applied to crops is retained on the fields where it contributes probably to the watershed's soils saturation. The data suggest that an action plan aiming at controlling soil erosion and limiting P supply to crops would lower P concentrations in the Boyer Nord river to levels compatible with water usage.

KEY WORDS: agricultural non-point pollution, river water quality, suspended solids, phosphorus, budget.

Les sédiments en suspension dans l'eau servent de véhicule pour le transport du phosphore et d'autres polluants tels que les pesticides et les métaux (Ng *et al.*, 1993; Kronvang *et al.*, 1997). Dans les régions de production agricole intensive, l'apport de phosphore sous forme de fertilisants excède souvent les prélèvements par les cultures. Le Québec ne fait pas exception : à titre d'exemple, les prélèvements annuels en phosphore (P) d'une culture de maïs-grain varient entre 40 et 70 kg P₂O₅/ha alors que les applications annuelles de P dans les champs varient entre 40 et 100 kg P₂O₅/ha (sous forme de fertilisants inorganiques); (Giroux *et al.*, 1996). Les applications excessives de P peuvent provoquer à long terme une augmentation des pertes de P dans le ruissellement, et favoriser l'eutrophisation des plans d'eau (Sharpley *et al.*, 1994) laquelle peut avoir des

¹Ministère de l'Environnement, Direction des politiques du secteur municipal, 675 boul. René-Lévesque Est, 8^e étage (B-42), Québec, QC, Canada G1R 5V7;

²Université du Québec, INRS-Eau, 2800 rue Einstein, suite 105, Sainte-Foy, QC, Canada G1V 4C7.

conséquences importantes (blooms d'algues induisant un déficit d'oxygène dans l'eau, restrictions dans l'utilisation de l'eau à des fins récréatives, industrielles et de consommation, etc.).

Il est nécessaire d'avoir une estimation fiable des concentrations et des charges de sédiments en suspension et de phosphore dans les rivières pour gérer les bassins versants. Cependant, la majeure partie des sédiments en suspension et du phosphore particulaire dans les rivières est transportée pendant les événements de crue qui ne durent qu'une fraction relativement faible de l'année. C'est pourquoi, il faut avoir recours à des équipements permettant un échantillonnage intensif de l'eau pendant les crues (Kronvang *et al.*, 1997). À cause des coûts élevés des analyses de laboratoire, des équipements et du personnel, peu de travaux ont été réalisés au Québec dans les petits bassins versants représentatifs des productions agricoles pour quantifier les transferts de polluants agricoles de sources diffuses (dont les sédiments en suspension et le phosphore) et leur origine. Ce manque d'information limite la compréhension de la problématique de la pollution de l'eau par les activités agricoles, et risque de retarder le développement et la mise en œuvre de solutions qui tiennent compte de la nature diffuse de la pollution agricole.

Le projet de long terme décrit ci-après a été réalisé dans un petit bassin versant agricole caractérisé par des élevages intensifs de porcs et de bovins laitiers et où, comme dans plusieurs régions agricoles du Québec, les taux de fertilisation dépassent les besoins des cultures. L'objectif principal de cette publication est d'étudier les comportements des sédiments en suspension et du phosphore dans la rivière, puis de tenter d'en tirer des informations pour la gestion du bassin versant. Les données des trois premières années (1997 à 1999) seront utilisées à cette fin.

2. Méthodologie

2.1 Description du bassin versant

La rivière Boyer Nord, un affluent de la rivière Boyer (Figure 1) draine une superficie de 29,8 km². Elle est située sur la rive sud du fleuve Saint-Laurent à environ 40 km à l'est de Québec. La rivière Boyer était bien connue jadis pour sa population d'éperlan arc-en-ciel (*Osmerus morax*), pratiquement disparue aujourd'hui. Le transport des sédiments fins affectant le site de la frayère et la prolifération des algues sont régulièrement cités comme causes probables de cette disparition (Laflamme *et al.*, 1997).

Le climat de la région est du type tempéré froid. La température moyenne annuelle est de 3,6°C et la précipitation moyenne annuelle est de 1141 mm incluant 277 mm de neige (équivalent en eau). Les sols sont constitués surtout de loams (25 % de la superficie du bassin) et de loams sableux (59 %). La topographie du bassin est plutôt plane; plus de 70 % de la superficie a une pente de moins de 2 %.

Les cultures occupent 46,4 % de la superficie du bassin et la forêt 53,6 %. Les principales cultures sont les fourrages (32,7 % de la superficie), le maïs (7,9 %) et les céréales (5,6 %). Les élevages sont intensifs et comprennent surtout du porc (56,8 %

des unités animales) et des bovins laitiers (22,4 %). Comme dans la plupart des bassins avec production animale intensive (la densité animale réelle est de 3 unités animales par hectare fertilisé à l'aide des fumiers), les sols sont fertilisés à l'excès. L'excédent annuel des apports de phosphore (engrais minéraux et fumiers) par rapport aux prélèvements par les cultures s'élève à 14,3 kg P/ha pour l'ensemble du bassin, y compris les zones forestières (Laflamme *et al.*, 1997). Cette valeur suppose que le prélèvement de P par la forêt est négligeable.

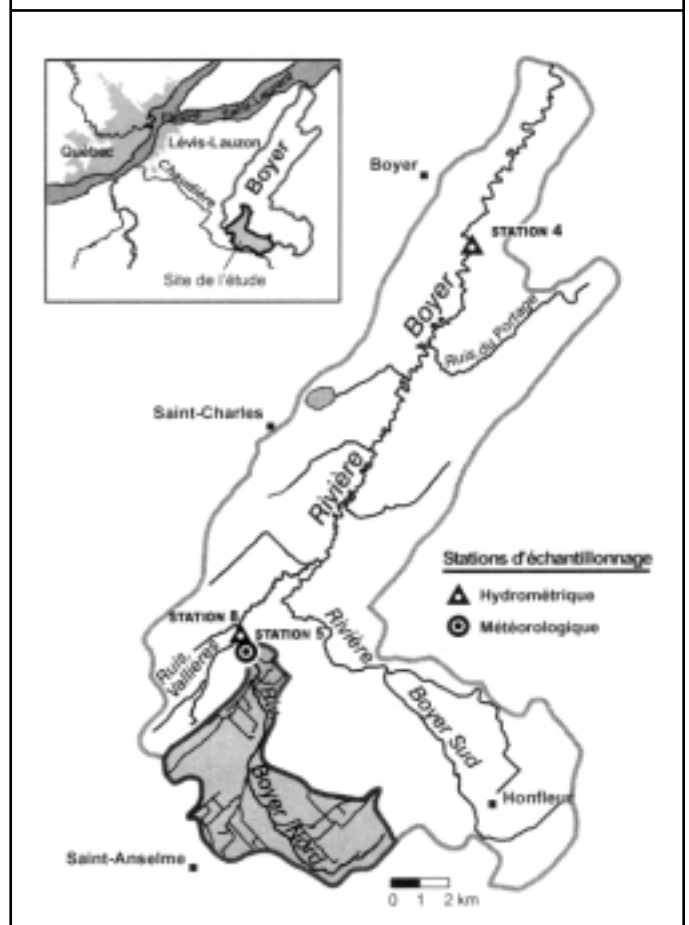
2.2 Instrumentation du bassin versant

Deux stations hydrométriques (stations 5 et 8) ont été installées à l'embouchure de la rivière Boyer Nord. Une autre station hydrométrique (station 4) dont les données ont été utilisées dans la présente étude avait été installée sur le cours principal de la rivière Boyer (en aval des stations 5 et 8) dans le cadre des activités régulières du ministère de l'Environnement. Le bassin versant formé par la station 4 draine une superficie de 195 km².

La station 8 est constituée d'un seuil jaugeur (en "V" à sa base) et d'un limnimètre (AMERICAN SIGMA 950 Area Velocity Flowmeter) appelé ici limnimètre principal. La sonde du limnimètre a été installée à environ 60 cm au centre de la rivière, et en amont du seuil. Un échantillonneur automatique réfrigéré (AMERICAN SIGMA 900 Refrigerated Sampler) lequel était

Figure 1

Emplacement du bassin versant de la rivière Boyer Nord et des stations de suivi.



asservi au limnimètre principal permettait de prélever des échantillons d'eau selon une fréquence déterminée. La crépine de l'échantillonneur était installée au même endroit que la sonde du limnimètre principal. La station 5 est constituée d'un limnigraphe d'appoint de marque "FOXBORO" installé à 10 m environ en amont du seuil. Des jaugeages ont été faits en période de crue et en période d'étiage pour développer une courbe de tarage caractéristique des conditions d'écoulement à la section de contrôle.

Une station météorologique a été installée aussi à l'embouchure du bassin versant. Elle était composée d'un pluviomètre à augets basculants de marque SIGMA (celui-ci est fonctionnel uniquement pendant la période sans gel) et d'un pluviomètre totalisateur autonome, muni d'un écran NIPHER. Le limnimètre principal est équipé d'une mémoire, et enregistre toutes les données recueillies par les instruments de même marque, tout en calculant, grâce à la courbe de tarage, le débit instantané de la rivière, ainsi que la quantité totale d'eau écoulée. La plupart des instruments de jaugeage ont été abrités dans une remise pourvue d'électricité, chauffée et ventilée adjacente à la section de contrôle.

2.3 Stratégies d'échantillonnage de l'eau

Deux stratégies d'échantillonnage de l'eau ont été utilisées en parallèle : (1) des échantillons instantanés prélevés manuellement (une fois par semaine); (2) des échantillons instantanés prélevés proportionnellement au débit grâce à l'échantillonneur automatique. Dans ce dernier cas, 1 à 4 échantillons étaient prélevés par jour pendant les crues printanières comparativement à 1 échantillon par 4 à 13 jours pendant les étiages estivaux. Tous les échantillons manuels étaient prélevés aussi au centre la rivière, et le débit de la rivière au moment de l'échantillonnage manuel était noté.

L'échantillonneur automatique a été programmé pour qu'un échantillon d'eau soit prélevé après l'écoulement d'un volume d'eau déterminé (70 000 m³). En hiver, le gel et le dégel de l'eau de la rivière ont parfois provoqué des embâcles, ce qui a faussé la lecture de la pression réelle de l'eau au-dessus de la sonde du limnimètre principal (station 8). Ces difficultés ont nui au bon fonctionnement de l'échantillonneur automatique pendant quelques semaines entre janvier et avril. Dans ces circonstances, les échantillons d'eau étaient prélevés manuellement, et les débits correspondants étaient estimés à partir de données du limnigraphe de la station 4, celui-ci n'étant pas influencé par le gel et le dégel, puisque les débits étaient beaucoup plus élevés qu'aux stations 5 et 8.

2.4 Méthodes analytiques

Tous les échantillons d'eau étaient aussitôt réfrigérés à 4°C, puis envoyés au laboratoire dans un délai de 24h. À leur arrivée, les échantillons non filtrés étaient analysés dans un délai de 24h pour les sédiments en suspension (SS) et les orthophosphates (PO₄) désignés ici par P-ortho. Une fraction des échantillons était préservée immédiatement avec de l'acide sulfurique (H₂SO₄) pour analyser le phosphore total au persulfate (P-total). Une autre fraction de ces échantillons était filtrée sur filtre Nuclepore

(0,45 µm de porosité), et les filtrats étaient préservés avec de l'acide sulfurique pour l'analyse du phosphore total dissous (P-dissous) dans un délai de 28 jours au plus.

Les sédiments en suspension étaient déterminés par gravimétrie après avoir filtré 500 mL ou moins de l'échantillon à travers une membrane Nuclepore (0,45 µm). Les P-ortho étaient analysés par une méthode colorimétrique automatisée (Technicon, 1973a). Le P-total était déterminé après digestion de 50 mL d'échantillon non filtré avec du persulfate de potassium dans un autoclave pendant 30 minutes (Menzel et Corwin, 1965). Le P-dissous était déterminé aussi en utilisant une méthode colorimétrique automatisée (Technicon, 1973b). Le P-suspension, encore appelé P-particulaire, était obtenu en soustrayant P-dissous de P-total.

2.5 Analyses préliminaires de données et calculs

Les données de débit manquantes ou aberrantes de la station 8 ont été comblées en utilisant celles de la station 5 pour la période sans couvert de glace, et celles de la station 4 pour la période avec couvert de glace. La mesure des débits dans un petit bassin versant en hiver est en effet très difficile, ce qui force souvent bien des chercheurs à ignorer cette période (Lapp *et al.*, 1998). Pour la période avec couvert de glace, les pics de niveaux d'eau à la station 8 étaient très élevés, atteignant parfois des niveaux correspondant au débit maximum théorique suggéré par la courbe de tarage (38 m³/s). Dans ces cas, les données de la station 8 ont été utilisées en combinaison avec la température journalière de l'air pour déterminer si ces pics étaient dus à une fonte de neige ou à la formation d'une embâcle en amont du seuil. Tous les pics ont ainsi été caractérisés, et les données corrigées après avoir calculé l'excès théorique d'eau pour l'hiver. La correction a consisté soit à diminuer les débits d'une valeur proportionnelle à l'excès d'eau (dans le cas d'une fonte de neige), soit à les remplacer par les valeurs de la journée précédente (dans le cas d'une embâcle).

Les données de concentrations manquantes ont été comblées par interpolation. En 1997, les embâcles ont causé tant de difficultés qu'il a fallu se départir de toutes les données recueillies entre janvier et avril.

Les charges de P ont été calculées à l'aide de l'équation suivante:

$$F = \sum_i C_i \cdot Q_i$$

où *F* est la charge estimée sur la période considérée; *C_i* est la concentration pour l'échantillon d'eau *i*; et *Q_i* est le volume d'eau associé à l'échantillon *i* (ici le volume d'eau écoulé entre deux échantillons consécutifs).

L'influence du débit journalier et des SS sur le transport du P-total a été étudiée à l'aide de régressions linéaires simples. Tout d'abord, les données mesurées au cours des trois années ont été regroupées et normalisées en utilisant la transformation log₁₀(x + 1). Ensuite, elles ont été séparées en deux groupes, soit la période de gel-dégel (janvier à avril) et la période de végétation (mai à

Tableau 1

Précipitations totales mensuelles et annuelles

Mois	Année 1997 (mm)	Année 1998 (mm)	Année 1999 (mm)	Normale (mm)
Janvier	129,0	85,0	119,0	75,66 ± 36,80
Février	95,0	31,0	56,0	57,94 ± 27,94
Mars	77,0	70,0	54,0	73,90 ± 40,33
Avril	36,8	47,2	37,0	72,38 ± 32,62
Mai	130,4	36,8	53,6	93,39 ± 40,04
Juin	97,9	147,1	141,5	108,2 ± 33,01
Juillet	155,0	134,6	157,3	116,3 ± 43,87
Août	178,2	77,5	85,8	126,8 ± 60,23
Septembre	67,0	93,4	192,8	113,5 ± 33,08
Octobre	48,7	96,0	130,0	92,94 ± 31,69
Novembre	90,4	118,0	158,0	89,44 ± 29,84
Décembre	75,0	83,0	56,6	94,54 ± 28,95
Total	1019,4	1019,6	1187,6	1141,5 ± 174,78

décembre). Nous sommes conscients que la saison de gel-dégel aurait pu commencer en décembre, et que la saison de végétation aurait pu se terminer en novembre ou même en octobre, mais il est difficile de délimiter ces périodes avec exactitude. Notre but, ce faisant, est juste de nous assurer que les régressions tiennent relativement bien compte des conditions particulières de sol, de végétation et de climat qui prévalent pendant chacune de ces

deux périodes de l'année. Notons que des essais préliminaires avaient démontré que le fait de séparer les données de cette façon améliore les proportions des variances expliquées par les régressions (R^2). La différence entre ces deux périodes quant à l'influence du débit sur le transport du P-total d'une part, et l'influence des SS sur le transport du P-total d'autre part a été étudiée en comparant les droites de régression.

3. Résultats

3.1 Météorologie

Les températures maximales et minimales mensuelles étaient proches des normales pour la région à l'étude (données non présentées). Les précipitations totales mensuelles et annuelles (Tableau 1) étaient aussi généralement proches des normales avec quelques exceptions : par exemple, les mois de janvier 1997, septembre et novembre 1999 avaient respectivement 16, 30 et 26 % plus de précipitations que la normale. Par contre, le mois de juillet 1998 était 19 % plus sec que la normale. Les précipitations totales annuelles étaient pratiquement les mêmes en 1997 (1019,4 mm) qu'en 1998 (1019,6 mm). Par contre, avec 1187,6 mm de précipitations totales, l'année 1999 a eu 16 % plus de précipitations que les deux précédentes.

3.2 Hydrologie

Le bassin versant réagit rapidement aux précipitations, du fait de sa petite superficie, les variations de débit suivant de très près les variations de précipitation. La figure 2 en donne un exemple pour l'année 1999. Les ruissellements mensuels et annuels sont

Figure 2

Influence de la précipitation journalière sur le débit journalier à l'embouchure de la rivière Boyer Nord (station 8) en 1999.

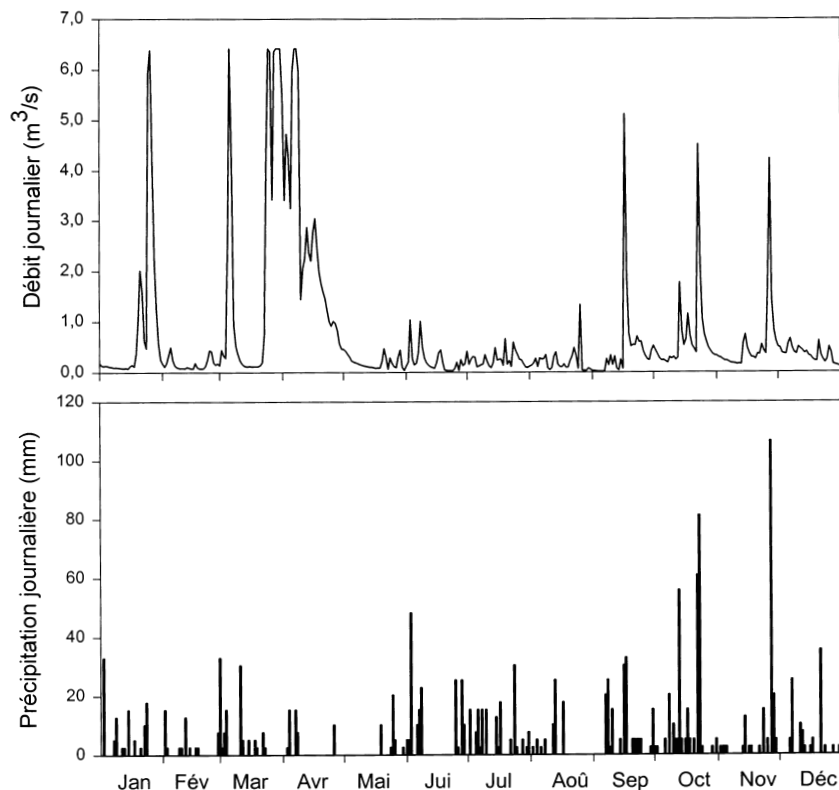


Tableau 2
Ruissellements mensuels et annuels

Mois	Année 1997		Année 1998		Année 1999	
	mm	%†	mm	%†	mm	%†
Janvier	-‡	-	11,0	12,9	84,1	70,6
Février	-	-	32,7	105	14,1	25,1
Mars	-	-	249,5	356	187,5	347
Avril	-	-	249,2	527	235,5	636
Mai	170,5	130	15,2	41,3	18,4	34,3
Juin	11,0	11,2	9,1	6,18	20,6	14,5
Juillet	20,4	13,1	28,0	20,8	22,7	14,4
Août	37,0	20,7	6,3	8,12	19,4	22,6
Septembre	6,4	9,55	20,7	22,1	42,9	22,2
Octobre	6,3	12,9	40,4	42,0	62,7	48,2
Novembre	41,9	46,3	45,2	38,3	48,5	30,7
Décembre	8,0	10,6	68,3	82,3	32,3	57,0
Année	301,5††	29,5††	775,6	76,0	788,7	66,4

†Proportion calculée par rapport à la précipitation totale.
‡Données manquantes.
††Ces données ne tiennent pas compte des mois de janvier à avril.

présentés au tableau 2. Rappelons que les données de l'année 1997 n'incluent pas celles des mois de janvier à avril. Du fait de l'accumulation de la neige en hiver et sa fonte au printemps, les mois de mars et avril 1998 et 1999 ont connu les ruissellements les plus élevés : 1998 (249,5 mm en mars et 249,2 mm en avril); 1999 (187,5 mm en mars et 235,5 mm en avril). Ces deux mois représentent à eux seuls 64,2 et 53,6 % du ruissellement annuel en 1998 et 1999 respectivement. Pour la même raison, les ruissellements des mois de mai 1997, février et mars 1998, mars et avril 1999 dépassent souvent de plusieurs ordres de grandeur la précipitation totale mensuelle, alors que c'est le contraire pour le reste de l'année. Au total, le ruissellement annuel représente 76,0 et 66,4 % de la précipitation totale en 1998 et 1999 respectivement.

3.3 Concentrations de SS et de P

La concentration journalière de SS a varié beaucoup au cours de l'année, avec des pics plus fréquents et plus élevés pendant la saison de végétation (mai-décembre). Par exemple, 280 mg/L le 17 mai 1997 (Figure 3a), et 350 mg/L le 27 novembre 1999 (Figure 3c). Ces concentrations élevées font suite à des précipitations relativement importantes : 30 mm le 16 mai 1997, 106,7 mm le 27 mai 1999 (données non présentées). Les

Figure 3

Variations de la concentration journalière de SS à l'embouchure de la rivière Boyer Nord (station 8).

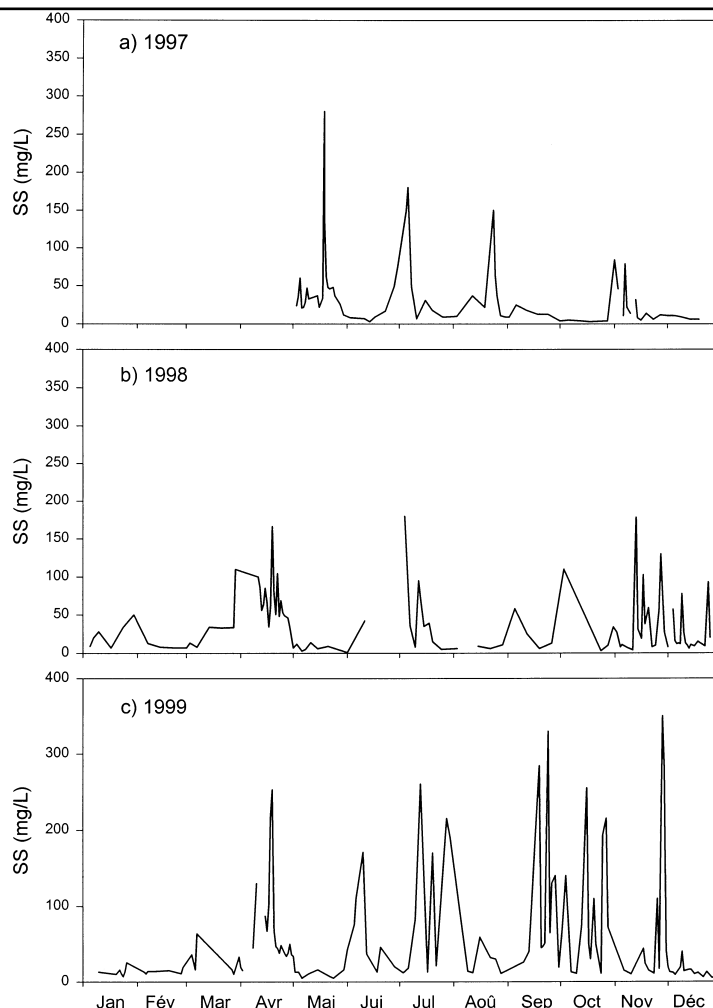
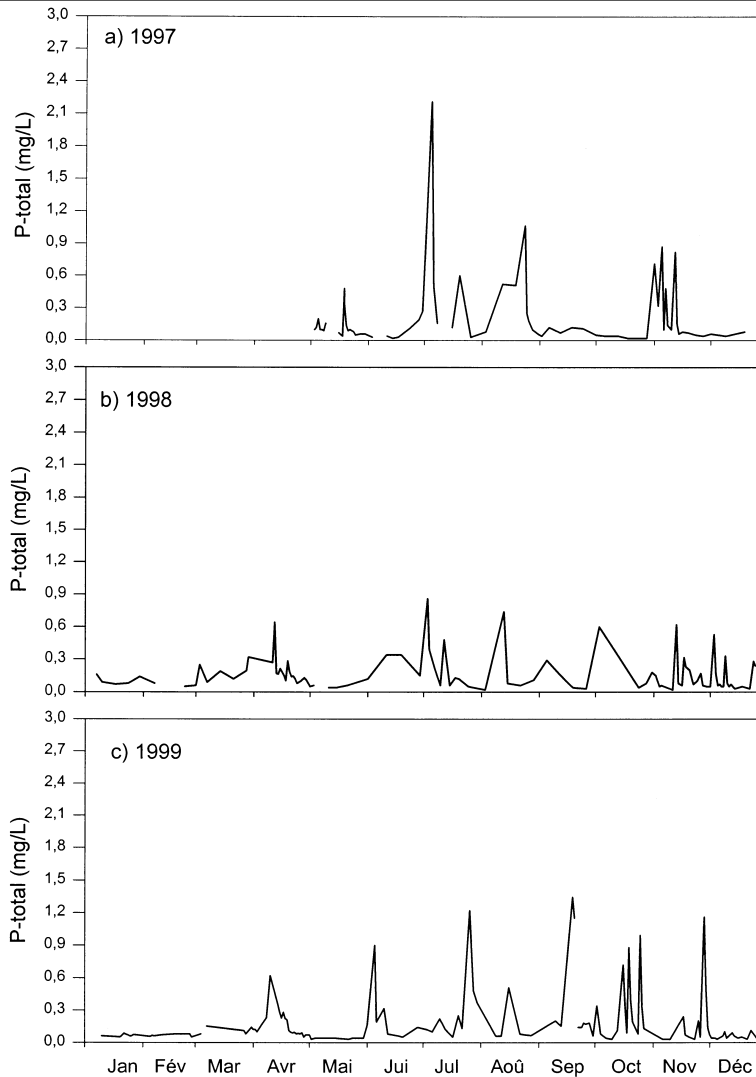


Figure 4

Variations de la concentration journalière de P-total à l'embouchure de la rivière Boyer Nord (station 8).



concentrations médianes annuelles de SS sont beaucoup plus faibles : 12 mg/L en 1997, 15 mg/L en 1998 et 16 mg/L en 1999 (données non présentées). Ces valeurs sont de l'ordre de grandeur de la médiane mesurée dans 16 petits bassins agricoles (9,25 mg/L), mais 6 à 8 fois supérieures à celle mesurée dans 30 bassins forestiers du Québec (2 mg/L); (Gangbazo et Babin, 2000). Il est difficile de qualifier davantage les concentrations de SS dans le bassin versant donné du fait que le critère dépend de la concentration en aval.

Les concentrations journalières de P-total ont également varié beaucoup au cours de l'année, avec des pics plus fréquents et plus élevés pendant la saison de végétation (mai-décembre). Par exemple, 2,21 mg P-total/L le 3 juillet 1997 (Figure 4a) et 1,34 mg P-total/L le 17 septembre 1999 (Figure 4c). Ces concentrations élevées font suite également à des précipitations importantes : 55,8 mm le 3 juillet et 86 mm le 17 septembre (données non présentées). La concentration médiane estivale (juin, juillet, août) de P-total était de 0,14 mg/L en 1997, 0,21 mg/L en 1998 et 0,12 mg/L en 1999. Ces valeurs sont 4 à 7 fois

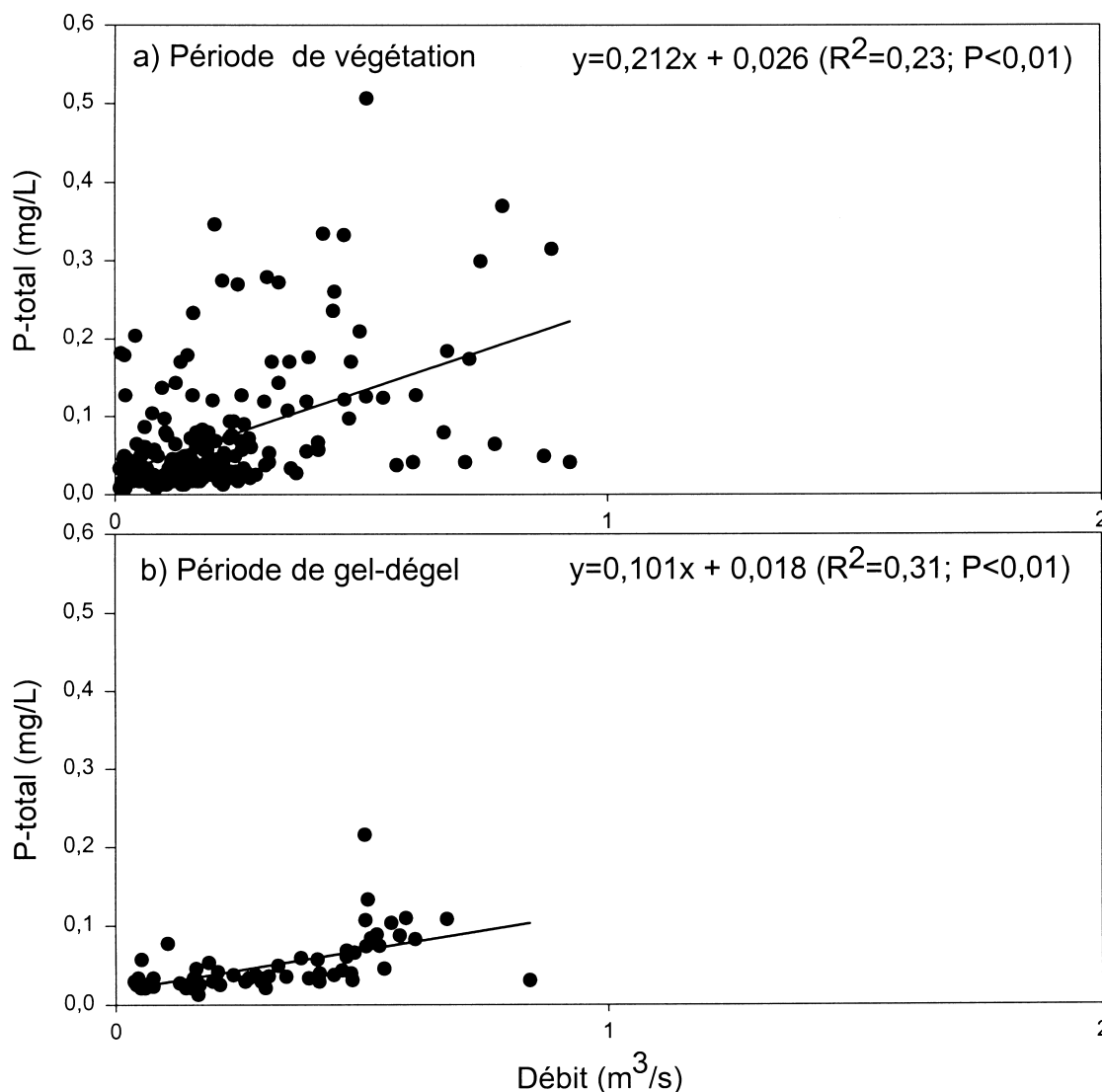
supérieures au critère pour la prévention de l'eutrophisation fixé à 0,03 mg P-total/L au Québec (Menviq 1990; rév. 1992). Les médianes des concentrations estivales de P-dissous et de P-ortho quant à elles, étaient aussi relativement élevées (1997 P-dissous 0,07 mg/L, P-ortho 0,04 mg/L; 1998 P-dissous 0,06 mg/L, P-ortho 0,04 mg/L; 1999 P-dissous : 0,04 mg/L; P-ortho : 0,03 mg/L; données non présentées). Bradford et Peters (1987) ainsi que Boström *et al.* (1988) estiment qu'à des concentrations élevées (> 0,03 mg/L), on peut considérer que P-dissous et P-ortho sont immédiatement disponibles aux plantes aquatiques. P-suspension n'est disponible qu'à long terme pour la croissance des algues (Sharpley et Menzel, 1987).

3.4 Influence du débit et des SS sur le transport du P

La concentration de P-total augmente avec le débit aussi bien en période de végétation (Figure 5a), qu'en période de gel-dégel (Figure 5b), ce qui suggère que le transport du phosphore par le ruissellement de surface est un processus très important dans le bassin versant (Probst, 1985). De la même façon, la

Figure 5

Relations entre la concentration journalière de P-total et le débit journalier à l'embouchure de la rivière Boyer Nord (station 8).



concentration de P-total augmente avec la concentration de SS aussi bien en période de végétation (Figure 6a) qu'en période de gel-dégel (Figure 6b), ce qui suggère que l'érosion du sol est un processus privilégié pour le transport du phosphore total dans le bassin versant. Ces deux faits sont reliés d'autant plus que l'érosion du sol est activée par le ruissellement de surface.

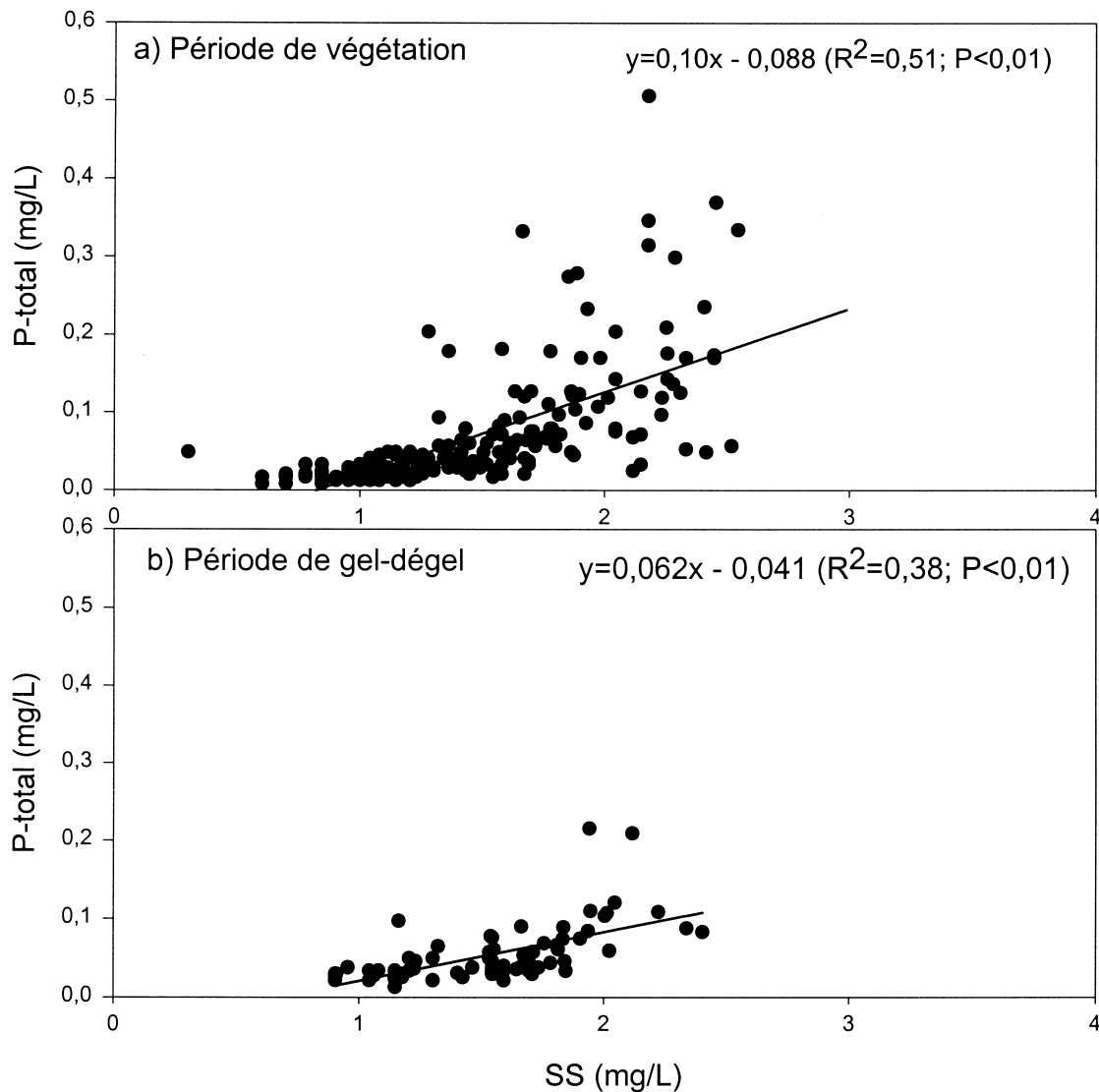
La comparaison des droites de régression (période de végétation par rapport à période de gel-dégel) indique que les pentes diffèrent significativement ($P < 0,05$), alors que les ordonnées à l'origine ne diffèrent pas significativement ($P > 0,05$); (données non présentées). Ces résultats suggèrent que : premièrement, pour un même volume d'eau, la concentration de P-total est deux fois plus élevée en période de végétation qu'en période de gel-dégel; deuxièmement, pour une même concentration de SS, la

concentration de P-total dans l'eau est 65 % plus élevée en période de végétation qu'en période de gel-dégel (en d'autres termes, les SS sont 65 % plus chargés en P-total) - (voir les pentes des droites). Le contrôle de l'érosion doit donc faire partie intégrante de tout plan d'action visant à contrôler la pollution de l'eau dans le bassin versant.

L'influence du débit et des SS sur le transport du P a été étudiée par plusieurs auteurs, avec des résultats parfois différents (Probst, 1985; Pilleboue, 1987; Ng *et al.* 1993; Lapp *et al.* 1998). Dans le cas de la relation entre le débit et la concentration de P, les résultats varient selon les bassins versants, car différentes sources (ponctuelles, diffuses) et mécanismes de transport dominant sous différentes conditions d'écoulement (Cahill, 1977). Cependant, aucun des auteurs que nous avons consultés n'a séparé l'année en périodes

Figure 6

Relations entre la concentration journalière de P-total et la concentration journalière de SS à l'embouchure de la rivière Boyer Nord (station 8).



hydrologiques ou autres, bien que les processus de mobilisation et de transport des SS (et du P) soient influencés par les conditions hydrologiques (pluie, fonte de la neige) et l'état du sol (végétation dense, sol nu et/ou gelé, etc.); (Sheridan et Hubbard, 1987).

3.5 Charges de SS et de P

La charge annuelle de SS (Tableau 3) s'élevait à 608 kg/ha en 1998 et 539 kg/ha en 1999 (moyenne de deux ans : 573 kg/ha). Des 16 bassins versants agricoles étudiés par Gangbazo et Babin (2000), seule la rivière Bayonne, avec 575 kg/ha, exporte autant de SS que la rivière Boyer Nord; la charge médiane de SS exportée par l'ensemble des bassins agricoles est relativement faible (146 kg/ha) si on la compare à celle de la Boyer Nord. La charge annuelle de P-total (Tableau 3) s'élevait à 2,18 kg/ha en 1998 et à 1,89 kg/ha en 1999 (moyenne de deux ans : 2,03 kg P-

total/ha); les charges des autres formes de P étant évidemment plus faibles. Les charges de SS et de P-total exportées au cours des crues printanières (mars – avril) représentent 81 % et 75 % de la charge totale annuelle en 1998 (47 % chacun en 1999). Rappelons que ces deux mois représentent à eux seuls 64,2 et 53,6 % du ruissellement annuel en 1998 et 1999 respectivement. La charge moyenne annuelle de P-total exportée par la Boyer Nord est 2 fois plus élevée que la médiane des charges annuelles de P-total mesurée dans les 16 bassins agricoles du Québec (0,96 kg/ha; Gangbazo et Babin, 2000).

3.6 Bilan de P

Dans une étude antérieure, Laflamme *et al.* (1997) ont estimé à 20,7 kg P-total/ha-an les apports dans le bassin de la Boyer Nord (18,7 kg P-total/ha-an sous forme de fumiers et 2,01 kg P-

Tableau 3
Charge de sédiments en suspension et de phosphore

	Année 1998			Année 1999		
	Mars et Avril		Janvier à décembre	Mars et Avril		Janvier à décembre
	kg/ha	%†	kg/ha	kg/ha	%†	kg/ha
SS	496	81	608	254	47	539
P-total	1,64	75	0,21	0,89	47	1,89
P-suspension	0,37	53	0,69	0,65	47	1,36
P-dissous	1,27	85	1,49	0,24	46	0,53
P-ortho	0,34	70	0,48	0,20	47	0,42

† Pourcentage par rapport à la charge annuelle.

total/ha-an sous forme de fertilisants inorganiques) et à 6,44 kg P-total/ha-an les prélèvements par les récoltes. L'excédent des apports par rapport aux prélèvements s'élève donc à 14,3 kg P-total/ha-an, ce qui est 7 fois plus élevé que l'exportation moyenne annuelle du bassin qui est de 2,03 kg P-total/ha-an sur deux ans. Il en résulte qu'une très grande fraction de l'excédent de P, soit 12,3 kg/ha-an (ou 85 %) est retenue dans le bassin intermédiaire (dans les champs et dans les sédiments du fond de la rivière). En d'autres termes, 15 % de l'excédent de P ou encore 10 % des apports de P est exporté à l'extérieur du bassin. Ces valeurs peuvent être jugées faibles, mais Probst (1985) a montré que moins de 1 % des apports de P sont exportés à l'extérieur du bassin du Girou (520 km²) en France qui est cependant 18 fois plus grand que la Boyer Nord. Compte tenu du fait que sur une base annuelle, une très faible fraction de la quantité de P qui entre dans les rivières y est stockée (8 % en moyenne au Danemark; Kronvang *et al.*, 1993), on peut supposer que la majeure partie (≈80 %) de l'excédent de P appliqué aux cultures est resté dans les champs où il contribue à long terme à la saturation des sols en P.

4. Discussion

La qualité de l'eau de la rivière en regard des sédiments en suspension et du phosphore, ainsi que le comportement de ces paramètres s'apparentent généralement à ce qui a été observé par d'autres auteurs dans des conditions similaires.

Pendant la période de végétation (mai-décembre), les concentrations de SS et de P augmentent soudainement à la suite des événements de pluie pour atteindre des valeurs extrêmes, puis diminuent rapidement. Par conséquent, la rivière charrie de fortes charges de SS et P pendant de courtes périodes de temps. Ces apports de polluants affectent négativement la qualité de l'eau dans la mesure où ils contribuent à augmenter les concentrations de SS et de P. Nous avons mesuré par exemple des concentrations médianes estivales de P-total de 4 à 7 fois supérieures au critère pour la prévention de l'eutrophisation. Cela favorise le développement de blooms d'algues dans la rivière en cette période de l'année, d'autant plus que les étiages estivaux sont très sévères (débit moyen journalier de 0,22 m³/s). Entre deux crues, une certaine quantité de P et de SS est probablement piégée dans la rivière. Cette quantité dépend de la durée entre deux crues, du débit moyen et des apports ponctuels (de P)

durant cette période (Pilleboue, 1987), lesquels peuvent provenir du purin qui s'écoule des tas de fumier sans structure d'entreposage adéquate. Les SS piégés peuvent, pour leur part, affecter temporairement les habitats fauniques (jusqu'à la crue suivante où ils sont mobilisés).

Pendant la période de gel-dégel (janvier-avril), les concentrations sont généralement faibles, avec des pics moins élevés dus aux fontes hivernales et printanières. Toutefois, les forts débits observés particulièrement pendant la période de dégel (mars-avril) font qu'au total, les charges sont beaucoup plus élevées pendant la période de gel-dégel (SS : 393 kg/ha; P-total : 1,33 kg/ha) que pendant la période de végétation (SS : 181 kg/ha; P-total 0,70 kg/ha; moyennes de 2 ans pour toutes les valeurs – données non présentées). Si on ajoute à cela, le fait que, sur une base annuelle, seule une infime fraction (≈ 8 %) du P qui entre dans la rivière y est stockée, on peut dire que la fonte printanière constitue une période de « grand nettoyage » pour la rivière Boyer Nord. Cela veut dire que presque tous les sédiments et le phosphore qui ont pu s'accumuler au fond de la rivière pendant la période de végétation est exporté à l'extérieur du bassin versant à la fin du printemps. Ce concept de nettoyage printanier, lequel est particulier aux petits bassins versants, a été mis en évidence par plusieurs auteurs dont Probst (1985) et Lapp *et al.* (1998). Remarquons qu'à l'échelle terrestre, il n'y a pas de nettoyage printanier, bien au contraire. En effet, nos données ont montré que sur une base annuelle, 90 % du P appliqué aux cultures est retenu dans le bassin versant (dans la couche de labour). Dans le cas des SS, on sait aussi que la majeure partie de la quantité de sol déplacée par érosion se redépose dans le bassin versant.

Pendant la période de gel-dégel également, les SS sont moins chargés en P-total que pendant la période de végétation. Cela tend à confirmer les observations de Probst (1985), à l'effet qu'à mesure que la quantité totale de sédiments augmente, le matériel devient moins chargé en P. Dans le bassin du Girou (France) par exemple, l'auteur a montré que sur une base annuelle, les sédiments sont en moyenne deux fois plus chargés en P durant les étiages que durant les crues. On peut penser qu'à cause de la consolidation des agrégats en hiver, l'érosion des sols est beaucoup moins active pendant la période de gel-dégel que pendant la

période de végétation. Par conséquent, les sédiments en suspension sont moins riches en P (Doriz et Ferhi, 1994).

Dans la rivière Boyer Nord, la majeure partie du P exportée est sous forme particulaire (P-suspension). Il en est ainsi pour la plupart des bassins agricoles (Vaithyanathan et Correll, 1992; Heathwaite et Jones, 1996). L'importance relative de P-suspension par rapport à P-total a varié cependant selon les années : 66 % en 1997, 32 % en 1998 et 72 % en 1999 (données non présentées). La différence observée en 1998 peut être due à plusieurs facteurs: conditions hydrologiques particulières, changements dans les sources de P (apport plus élevé de P-dissous par les drains agricoles par exemple), modifications dans les processus de transformation du P durant le transport terrestre (Dils et Heathwaite, 1996). Le fait que le phosphore en suspension prédomine dans le bassin versant suggère que des mesures de contrôle de l'érosion, comme les voies d'eau engazonnées permettraient de diminuer les quantités de SS et de P qui entrent dans la rivière pendant la saison de végétation. Il est évident cependant qu'un plan d'action efficace devrait comprendre aussi la généralisation de façons culturales de conservation et le contrôle de la fertilisation phosphatée dans champs où ces mesures sont requises.

5. Conclusion

La qualité de l'eau de la rivière Boyer Nord est affectée sérieusement par les activités agricoles qui prennent place dans le bassin versant. La concentration médiane annuelle de SS varie entre 12 et 16 mg/L. Les concentrations médianes estivales de P-total varient entre 0,12 et 0,21 mg/L, soit entre 4 et 7 fois le critère pour la prévention de l'eutrophisation. La charge moyenne annuelle de SS s'élève à 573 kg/ha. La charge moyenne annuelle de P-total s'élève à 2,03 kg/ha. La majeure partie de la charge annuelle de P-total est sous forme particulaire. Le bilan de P suggère que sur une base annuelle, la majeure fraction de l'excédent de P appliqué aux cultures reste dans les champs où il contribue probablement à la saturation des sols du bassin. Les méthodes traditionnelles de travail du sol, le manque de pratiques de conservation des sols et les excédents d'engrais appliqués aux champs sont autant de raisons qui expliquent les apports de sédiments en suspension et de phosphore. Un plan d'action axé sur le contrôle de ces sources de pollution pourrait contribuer à réduire à long terme les impacts négatifs qui ont été rapportés dans cette publication.

6. Remerciements

Jacques Dion, Camil Giasson et Manon Ouellet ont participé à l'échantillonnage de l'eau; Andrée Gendron a supervisé les analyses chimiques.

7. Références bibliographiques

Boström, B., G. Persson et B. Broberg. (1988). Bioavailability of different phosphorus forms in freshwater. *Hydrobiologia* 170:133-155.

Bradford, M.E. and R.H. Peters. (1987). The relationship between chemically analyzed phosphorus fractions and bioavailable phosphorus. *Limnology and Oceanography* 32:1124-1137.

Cahill, T. (1977). Forms and sediments associations of nutrients (C, N, P) pesticides and metals. The fluvial transport of sediment-associated nutrients and contaminants. Sher H., Watson, A.E.P. (ed), Proc. Int. Joint Commis. Workshop, Kitchener, ON, Canada, pp. 163-180.

Dils, R.M. et A.L. Heathwaite. (1996). Phosphorus fractionation in hillslope hydrological pathways contributing to agricultural runoff. *Advances in hillslope processes*, vol. 1. Anderson, M.G. et Brooks, S.M. (eds), John Wiley & Sons, NY, USA, pp. 229-251.

Doriz, J.M. et A. Ferhi. (1994). Pollution diffuse et gestion du milieu agricole: Transferts comparés de phosphore et d'azote dans un petit bassin versant agricole. *Water Research* 28:395-410.

Gangbazo, G. et F. Babin. (2000). Pollution de l'eau des rivières dans les bassins versants agricoles. *VECTEUR environnement* 33:47-57.

Giroux, M., D. Carrier et P. Beaudet. (1996). Problématique et méthode de gestion des charges de phosphore appliquées aux sols agricoles en provenance des engrais de ferme. *Agrosol* 9:36-45.

Kronvang, B., G. Ærtebjerg, R. Grant, P. Kristensen, M. Hovmand et J. Kirkegaard. (1993). Nationwide monitoring of nutrients and their ecological effects: State of the Danish aquatic environment. *Ambio* 22:176-187.

Kronvang, B., A. Laubel and R. Grant. (1997). Suspended sediment and particulate phosphorus transport and delivery pathways in an arable catchment, Gelbæk, Denmark. *Hydrological Processes* 11:627-642.

Laflamme, D., I. Piché, A. Michaud, Y. Bédard, G. Tencia, R. Laroche, L. Champagne et J.-M. Gouin. (1997). Situation environnementale du bassin de la rivière Boyer. Ministère de l'Environnement, Ministère de l'Agriculture, Saint-Laurent Vison 2000, Groupe d'intervention de la rivière Boyer, QC, Canada.

Lapp, P., C.A. Madramootoo, P. Enright, F. Papineau et J. Perrone. (1998). Water quality of an intensive agricultural watershed in Quebec. *Journal of The American Water Resources Association* 34:427-437.

Menviq. (1990 rév. 1992). Critères de qualité de l'eau. Direction de la qualité des cours d'eau, ministère de l'Environnement du Québec, Sainte-Foy, Québec, Canada, 423p.

Menzel, D. W. et N. Corwin. (1965). The measurement of total phosphorus in seawater based on the liberation of organically bound fractions by persulfate oxidation. *Limnology and Oceanography* 10:280-281.

Ng, H.Y.F., T. Mayer et J. Marsalek. (1993). Phosphorus transport in runoff from a small agricultural watershed. *Water Science and Technology* 28:451-460.

Pilleboue, E. (1987). Estimation de la pollution diffuse dans un bassin versant hétérogène : Limites des différentes méthodes et éléments de recherche. *Sciences de l'Eau* 6:49-65.

Probst, J.L.(1985). Nitrogen and phosphorus exportations in the Garonne Basin (France). *Journal of Hydrology* 76:281-305.

Sharpley, A.N. et R.G. Menzel. (1987). The impact of soil and fertilizer phosphorus on the environment. *Advances in Agronomy*, No. 41, 297-324.

Sharpley, A.N., S.C. Chapra, R. Wedepohl, J.T. Sims, T.C. Daniel et K.R. Reddy. (1994). Managing agricultural phosphorus for the protection of surface waters: Issues and options. *Journal of Environmental Quality* 23:437-451.

Sheridan, J.M. et R.K. Hubbard. (1987). Transport of solids in streamflow from coastal plain watersheds. *Journal of Environmental Quality* 16:131-136.

Technicon. (1973a). Orthophosphate in water and wastewater; Industrial method #. 9470W. Technicon Corporation, New York, July 1973.

Technicon. (1973b). Total inorganic phosphate in water and wastewater; Industrial method # 93-70W, Technicon Corporation, New York, April 1973.