

Relation entre la richesse du sol en phosphore et la concentration en phosphore de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes

Relationship between soil Phosphorus content and Phosphorus concentration in drainage water in two agroecosystems

R. R. Simard et S. Beauchemin

Volume 15, numéro hors-série, 2002

URI : <https://id.erudit.org/iderudit/705489ar>

DOI : <https://doi.org/10.7202/705489ar>

[Aller au sommaire du numéro](#)

Éditeur(s)

Université du Québec - INRS-Eau, Terre et Environnement (INRS-ETE)

ISSN

0992-7158 (imprimé)

1718-8598 (numérique)

[Découvrir la revue](#)

Citer cet article

Simard, R. R. & Beauchemin, S. (2002). Relation entre la richesse du sol en phosphore et la concentration en phosphore de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes. *Revue des sciences de l'eau / Journal of Water Science*, 15, 109–120. <https://doi.org/10.7202/705489ar>

Résumé de l'article

Des concentrations en P excédant le seuil d'eutrophisation sont fréquemment mesurées dans l'eau des affluents du fleuve Saint-Laurent au Québec, Canada. Un enrichissement excessif en P des sols agricoles en serait la source. Une norme relative à la saturation en P des sols a été proposée comme critère de risque de contamination en P des eaux de surface. L'objectif de ce travail est d'étudier le lien entre la richesse en P du sol et la teneur en P de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes du Québec. Le bassin versant de la rivière Boyer (BVB), dominé par des sols en pente, une forte densité animale et des productions fourragères et les Basses Terres de Montréal (BTM), dominées par des sols plats utilisés pour la production intensive de maïs et une faible densité animale sont étudiés. Le degré de saturation en P des sols du BVB est de 8 à 10 % alors que celui des BTM dépasse très souvent 15 %. Le pool de P organique est plus faible dans les sols des BTM que dans le BVB. La concentration moyenne en P de l'eau de drainage est plus élevée dans les sols du BVB ($171 \mu\text{g L}^{-1}$) que dans ceux des BTM ($98 \mu\text{g L}^{-1}$). Elle est corrélée à la teneur en P extrait à l'oxalate des sols argileux et à la teneur en P soluble dans l'eau ou à l'index de sorption en P des sols grossiers. Ces relations sont plus étroites pour la couche 0-5 cm de sol que pour les couches plus profondes. Les résultats de cette étude démontrent qu'il est difficile de prédire la concentration en P de l'eau de drainage de sols contrastants. Regrouper les sols selon leur texture améliore la précision de la prédiction de la teneur en P de l'eau de drainage à partir de leurs propriétés.

Relation entre la richesse du sol en phosphore et la concentration en phosphore de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes

Relationship between soil Phosphorus content and Phosphorus concentration in drainage water in two agroecosystems

R.R. SIMARD^{1,2}, S. BEAUCHEMIN^{3*}

SUMMARY

Concentrations of P higher than the recognised threshold for eutrophication are often measured in the tributaries of the St. Lawrence river, Quebec, Canada. An excessive P enrichment of agricultural soils was identified as the potential cause of this phenomenon. This enrichment results in a decrease in the P sorption capacity of soils and an increased risk of P contamination of surface waters. A norm based on soil P saturation degree (DSPA) was proposed as an agro-environmental criterion to reduce this risk. Relationships between DSPA and other soil P attributes and surface runoff P concentration have been reported in the literature but not for tile-drainage water. The objective of this work is to study the relationship between soil P attributes and drainage water P in two agro-ecosystems of Quebec.

The Boyer watershed (BW), which is dominated by soils with significant slopes, a high animal density and forage production, and the Montreal lowlands (ML), dominated by flat soils, low animal density and mostly used for corn (*Zea mays* L.), were studied. The A, B and C horizons from soils from the BW were sampled at three locations in tile-drained fields from farms in surplus or not of manure N in regard to crop needs. Soils were sampled in the ML according to a gradient in clay content with the same procedure. Soils were characterised for their pH, particle size distribution, Mehlich 3-extractable P (P_{m3}) and Al, water-soluble P (P_w), organic P (Po) and oxalate-

1. Soils Department, University of Manitoba, Winnipeg, Manitoba, R3T 2N2.

2. Agriculture et agroalimentaire Canada, Centre de recherches sur les sols et les grandes cultures, 2560 Hochelaga, Sainte-Foy, Qc, Canada, G1V2J3.

3. Natural Ressources Canada, 555 Booth, Ottawa, ON, Canada, KIA 0G1.

* Correspondance. E-mail : sbeauche@nrca.gc.ca

** Les commentaires seront reçus jusqu'au 30 avril 2003.

extractable P (P_{ox}), Al (Al_{ox}) and Fe (Fe_{ox}) contents. Grab tile-drainage samples were taken in triplicate and characterised for total (TP), particulate (PP) and dissolved reactive P (RP) and unreactive P (UP).

The soils of the BW are more acidic and have higher P retention capacities than ML soils. The P_w content of BW soils is lower than in ML ones in spite of comparable P_{m3} contents. The DSPS ($P_{ox}/Al_{ox} + Fe_{ox}$) of BW soils is moderate (8 to 10%) whereas DSPS in ML soils is often > 15%. The soil P organic pool is much smaller in the ML soils than in those from BW, probably because of more frequent tillage and lower manure C inputs.

The average P concentration (TP) in drainage water was higher in soils from the BW ($171 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) than from ML soils ($98 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). The PP was the main P fraction in drainage water from the two ecosystems. The RP was on average 44% of TP whereas UP was much less. The TP concentration in drainage waters was higher than $0.03 \text{ mg}\cdot\text{L}^{-1}$ in most cases. The TP concentration was higher in tile-drainage waters from the BW than in the ML even though comparable P_{m3} and lower DSPS were found in the BW than in ML soils. These results suggest that other criteria should be included in the prediction of the risk of P contamination of drainage waters. The results of the present study indicate that agricultural practices (crop species, manure inputs, tillage type and frequency) could have a greater influence than soil P status on the TP concentration in tile-drainage waters.

A linear correlation analysis between the logarithm of the TP (TP + 0.5) and that of the different soil P attributes indicated that TP was related to the P extracted by oxalate from clay soils and by water in coarse-textured soils. These relationships were closer in the 0-5 cm soil layer than in deeper strata. Multiple regression analysis between the logarithms of drainage water P concentrations and soil attributes revealed that, when soils were grouped by texture, the prediction of TP was much more accurate than when all soils were considered. The present regulatory approach of assessing the risk of water P contamination by using the soil P_{m3} and DSPS only was inadequate in the two considered agroecosystems.

The results of this study indicate that the prediction of the drainage water P concentration with P attributes from contrasting soils is difficult. Grouping soils by texture improves the prediction of P_i from soil P attributes.

Key-words: *phosphorus, drainage water, P index, P saturation degree, gleysols.*

RÉSUMÉ

Des concentrations en P excédant le seuil d'eutrophisation sont fréquemment mesurées dans l'eau des affluents du fleuve Saint-Laurent au Québec, Canada. Un enrichissement excessif en P des sols agricoles en serait la source. Une norme relative à la saturation en P des sols a été proposée comme critère de risque de contamination en P des eaux de surface. L'objectif de ce travail est d'étudier le lien entre la richesse en P du sol et la teneur en P de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes du Québec. Le bassin versant de la rivière Boyer (BVB), dominé par des sols en pente, une forte densité animale et des productions fourragères et les Basses Terres de Montréal (BTM), dominées par des sols plats utilisés pour la production intensive de maïs et une faible densité animale sont étudiés. Le degré de saturation en P des sols du BVB est de 8 à 10 % alors que celui des BTM dépasse très souvent 15 %. Le pool du P organique est plus faible dans les sols des BTM que dans le BVB. La concentration moyenne en P de l'eau de drainage est plus élevée dans les sols du BVB ($171 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) que dans ceux des BTM ($98 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Elle est corrélée à la teneur en P extrait à l'oxalate dans les sols argileux et à la teneur en P soluble dans l'eau ou à l'index de sorption en P dans les sols grossiers. Ces relations sont plus étroites pour la couche 0-5 cm de sol que pour

les couches plus profondes. Les résultats de cette étude démontrent qu'il est difficile de prédire la concentration en P de l'eau de drainage de sols contrastants. Regrouper les sols selon leur texture améliore la précision de la prédiction de la teneur en P de l'eau de drainage à partir de leurs propriétés.

Mots clés : *phosphore, eau de drainage, index de P, degré de saturation en P, gleysols.*

1 – INTRODUCTION

Des concentrations élevées de P sont fréquemment retrouvées dans les affluents du Saint-Laurent au Québec (ministère de l'Environnement du Québec, 1993). Ce P aurait pour origine les sols agricoles (PAINCHAUD, 1997). Les sols des zones d'élevage intensif sont fortement enrichis en P (SIMARD *et al.*, 1995 ; SIMARD *et al.*, 1998). C'est également le cas de certains sols de grandes cultures des basses terres de Montréal (BEAUCHEMIN et SIMARD, 2000). Cet enrichissement se traduit par une baisse significative de leur capacité à retenir le P (BEAUCHEMIN *et al.*, 1996). Le P ajouté sous forme d'engrais minéral ou de déjections animales a donc un risque plus élevé d'atteindre les cours d'eaux.

Le ruissellement et l'érosion sont identifiés comme principaux modes de transport du P des sols vers les eaux de surface (Ministère de l'Environnement du Québec, 1993 ; SHARPLEY *et al.*, 1995). Cependant, les sols à texture grossière et les sols argileux peuvent transférer des quantités importantes de P via l'eau de drainage (BEAUCHEMIN *et al.*, 1998), particulièrement si ceux-ci sont propices à l'infiltration préférentielle (SIMARD *et al.*, 2000a).

Afin de réduire la pollution diffuse en P causée par l'agriculture, le ministère de l'Environnement du Québec (1998) a produit une norme P basée sur le principe de degré de saturation en P de la couche de labour des sols. Cette norme est basée sur le rapport des quantités de P et d'Al extraites par le réactif Mehlich 3 (GIROUX et TRAN, 1996 ; KHIARI *et al.*, 2000). Cette approche est pratique puisqu'elle permet d'utiliser les données archivées et les analyses de sol de routine (BEAUCHEMIN et SIMARD, 1999). Bien que l'utilité de ce ratio pour prédire la teneur en P de l'eau de ruissellement ait été démontrée (POTE *et al.*, 1999), cette approche n'a pas été évaluée comme critère de prédiction de la qualité de l'eau de drainage. L'objectif de cette étude est de comparer la relation entre la richesse en P du sol et la concentration en P de l'eau de drainage dans deux agro-écosystèmes du Québec.

2 – MATÉRIAUX ET MÉTHODES

Cette étude touche deux agro-écosystèmes : le bassin versant de la rivière Boyer (BVB) et les basses terres de Montréal (BTM). Le BVB, zone d'élevage intensif, est caractérisé par des sols à forte pente (2 à 15 %). Les plantes four-

ragères occupent plus de 50 % du territoire. Les BTM sont caractérisées par des sols plats, une faible densité animale et une production centrée sur le maïs grain et le soja (*Glycine max* [L.], Merr.).

Les sols des BTM ont été échantillonnés en automne 1994 selon un gradient de teneur en argile (BEAUCHEMIN et SIMARD, 2000). Les sols du BVB ont été prélevés à l'automne 1996 dans trois systèmes de production :

1. laitier en déficit de fumier par rapport aux besoins en N des cultures ;
2. porcin en excédent de lisier ;
3. mixte, porcin et laitier, en excédent de déjections (SIMARD *et al.*, 1998).

Brièvement, les horizons génétiques A, B et C ont été échantillonnés sur trois sites séparés d'environ 10 m. Les échantillons ont été séchés à l'air et tamisés à < 2 mm.

Les échantillons de sol ont été caractérisés par leur pH (ratio sol : eau de 1:2). Les teneurs en P et Al extraits au Mehlich 3 (P_{m3} , Al_{m3}) ont été déterminées selon TRAN et SIMARD (1993). Les teneurs en P, Al et Fe solubles dans la solution d'oxalate acide d'ammonium (P_{ox} , Al_{ox} , Fe_{ox}) ont été déterminées par la méthode décrite par ROSS et WANG (1993). La concentration totale en P dans ces extraits a été mesurée après digestion acide selon la méthode de ROWLAND et GRIMSHAW (1995). La teneur en P organique des sols (P_o) a été déterminée après extraction par une solution NaOH 0,025 M et Na_2EDTA 0,05 M (BOWMAN et MOIR, 1993). La teneur en P total des sols a été déterminée par digestion dans le $HClO_4$ (OLSEN et SOMMERS, 1982). La teneur en P soluble à l'eau (P_w) a été déterminée selon une méthode dérivée de SISSINGH (1971) et décrite dans BEAUCHEMIN et SIMARD (2000). L'indice de sorption du P (P_{si}) a été déterminé en utilisant la méthode de BEAUCHEMIN et SIMARD (2000). La teneur en P des extraits a été déterminée par colorimétrie selon la méthode de MURPHY et RILEY (1962). Les teneurs en Al et Fe des filtrats ont été déterminées par spectroscopie d'absorption atomique (Perkin Elmer, 3003, Überlingen, ALL). Le P adsorbé sur membranes d'échange anioniques *in situ* (P_{res}) a été déterminé par la méthode décrite dans SIMARD *et al.* (2000b).

L'eau de drainage a été recueillie *in situ* en triplicata à la sortie des drains agricoles. Les échantillons ont été congelés jusqu'à l'analyse. L'eau a été filtrée sur Millipore 0,45 μm . Les eaux brutes et filtrées ont été analysées selon les méthodologies décrites dans BEAUCHEMIN *et al.* (1998). Les données de composition de l'eau de drainage (x) ont été transformées $\log(x + 0,5)$ afin d'améliorer la normalité de leur distribution avant analyses de corrélation et de régression multiple (SAS Institute, 1990).

3 – RÉSULTATS ET DISCUSSION

3.1 État en P des sols

Le profil des sols du BVB est plus acide que celui des BTM (tableau 1). La teneur en P_w des sols du BVB est inférieure à celle des BTM en dépit de

Tableau 1 Caractéristiques moyennes des sols des deux agro-écosystèmes à l'étude.**Table 1** Mean characteristics of soils from the two agro-ecosystems under study.

Paramètre	Bassin versant de la Boyer			Basses Terres de Montréal		
	Horizon			Horizon		
	A n = 27	B n = 27	C n = 27	A n = 27	B n = 27	C n = 27
pH	5,6 ± 0,4	5,8 ± 0,6	5,8 ± 0,6	7,2 ± 0,6	7,4 ± 0,6	7,5 ± 0,5
P _w (mg.kg ⁻¹)	1,70 ± 1,56	0,77 ± 0,78	0,77 ± 0,81	11,2 ± 8,0	2,1 ± 2,5	1,8 ± 1,9
P _{ox} (mmol.kg ⁻¹)	20 ± 12	17 ± 13	14,7 ± 7,9	17,7 ± 10,7	11,9 ± 8,6	12,9 ± 7,2
Fe _{ox} (mmol.kg ⁻¹)	107 ± 45	101 ± 31	96 ± 38	88 ± 216	63 ± 89	68 ± 94
Al _{ox} (mmol.kg ⁻¹)	122 ± 46	119 ± 47	104 ± 42	66 ± 41	66 ± 44	68 ± 37
P _{m3} (mg.kg ⁻¹)	94	32	18	91 ± 61	14 ± 18	8 ± 9
Al _{m3} (mg.kg ⁻¹)	ND	ND	ND	813 ± 324	800 ± 367	835 ± 384
P _o (mg.kg ⁻¹)	522 ± 380	318 ± 227	258 ± 328	152 ± 123	45 ± 68	25 ± 37
P _{si}	350 ± 187	379 ± 171	258 ± 58	220 ± 137	264 ± 164	304 ± 165
P _{res} (mg.kg ⁻¹)	ND	ND	ND	93 ± 39	82 ± 42	83 ± 39
P total (mg.kg ⁻¹)	1 009 ± 376	649 ± 306	460 ± 362	946 ± 276	703 ± 199	696 ± 166
DSPS _{m3} (%)	ND	ND	ND	14,0 ± 10,1	2,1 ± 2,9	1,1 ± 1,1
DSPS _{ox} (%)	9,1 ± 4,7	7,7 ± 5,6	8,0 ± 5,1	16,3 ± 7,8	10,3 ± 4,5	10,3 ± 3,7

P_w : P soluble à l'eau ; P_{ox} : P soluble à l'oxalate acide d'ammonium ; Fe_{ox} : Fe soluble à l'oxalate acide d'ammonium ; Al_{ox} : Al soluble à l'oxalate acide d'ammonium ; P_{m3} : P soluble dans la solution de Mehlich III ; Al_{m3} : Al soluble dans la solution de Mehlich III ; P_o : P organique ; P_{si} : index de sorption du P ; P_{res} : P extrait par une résine d'échange ; DSPS_{m3} : degré de saturation en P du sol tel que déterminé dans la solution de Mehlich III ; DSPS_{ox} : degré de saturation en P du sol tel que déterminé dans la solution d'oxalate acide d'ammonium ; ND : non-déterminé.

valeurs comparables de P_{m3}. Cette observation peut être reliée aux valeurs plus élevées en Fe_{ox} et Al_{ox} dans le BVB, suggérant une plus forte capacité de rétention en P des sols du BVB que dans ceux des BTM. Les valeurs moyennes de P_{m3} des horizons A permettent de classer la fertilité en P des sols des deux agro-écosystèmes comme élevée (GIROUX et TRAN, 1996). La teneur en P organique est beaucoup plus faible dans les BTM que dans le BVB en dépit de teneurs plus élevées en P total dans les horizons B et C. Ces valeurs plus faibles en P organique pourraient être reliées à un bilan en C moins excédentaire dans les sols des BTM que dans ceux du BVB (ZHENG *et al.*, 2001). De plus, un labour moins fréquent des sols du BVB réduit la minéralisation du P organique. Les valeurs de P organique du BVB sont encore plus élevées que celles rapportées pour le bassin versant de la Beaurivage (SIMARD *et al.*, 1995) ou celles rapportées par TRAN et N'DAYEGAMIYE (1995) pour un sol Le Bras ayant reçu des apports importants et répétés de fumier solide de bovins laitiers. Le degré de saturation en P du sol (DSPS_{ox}) est moindre dans le BVB que dans les BTM (tableau 1) en raison de teneurs plus élevées en Fe_{ox} + Al_{ox}. De

même, l'index de sorption du P est plus élevé dans les horizons A et B des sols du BVB que dans ceux des BTM. Les sols du BVB sont davantage podzolisés, ce qui accentue leur capacité à retenir le P comparé aux gleysols neutres à calcaires des BTM (BEAUCHEMIN et SIMARD, 1999 ; LECLERC *et al.*, 2001). Bien que le $DSPS_{ox}$ des BTM soit plus élevé que celui du BVB, les teneurs en P sorbé (P_{ox}) des sols du BVB sont plus élevées. Cela suggère un historique légèrement plus important d'apports en P à ces sols qu'à ceux des BTM.

3.2 Composition de l'eau de drainage

Dans le BVB, le P réactif dissout dans les 27 échantillons de l'eau de drainage a varié entre 1 et 165 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et constituait, en moyenne, 44 % du P_t (tableau 2). Cette très grande variation de la teneur en P était reliée, comme nous le verrons plus loin, à la grande diversité des teneurs en P des sols étudiés. Le P non-réactif dissout était beaucoup moins important (moyenne de 12 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). Cette fraction non-réactive est souvent associée au P organique dissout (BEAUCHEMIN *et al.*, 1998). Le P particulaire constituait la fraction principale du P de l'eau de drainage (moyenne 88 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La teneur moyenne en P_t (171 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dépassait la norme proposée pour les eaux de surface (Ministère de l'Environnement du Québec, 1993). En fait, cette norme était dépassée dans 8 des 9 fermes à l'étude (SIMARD *et al.*, 1998).

Tableau 2 Formes de phosphore dans l'eau de drainage des sols des deux agro-écosystèmes.

Table 2 Forms of phosphorus in drainage water from soils of the two agroecosystems.

Forme de P	Bassin versant de la Boyer n = 27			Basses Terres de Montréal n = 27		
	minimum	maximum	moyenne	minimum	maximum	moyenne
PRD ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	1	165	71	5	665	40
PND ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	< 1	49	12	< 1	84	13
PP ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	< 1	158	88	< 1	432	45
P_t ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$)	9	273	171	11	1 105	98

PRD : phosphore dissout (< 0,45 μm) réactif au molybdate ; PND phosphore dissout (< 0,45 μm) non-réactif au molybdate ; PP : phosphore particulaire ; P_t : phosphore total.

Dans les BTM, la teneur en P réactif dissout dans l'eau de drainage a montré une variation plus importante que celle du BVB ; cependant la teneur moyenne y est inférieure (40 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$). La proportion de P sous forme de P réactif dissout est comparable à celle de l'eau de drainage du BVB (41 vs 42 %). La teneur moyenne en P non-réactif dissout est également comparable à celle du BVB (tableau 2). La teneur moyenne en P particulaire est de 45 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$ et constitue également la forme principale de P dans l'eau de drainage pour cet agro-écosystème. La teneur moyenne en P_t (98 $\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) est supérieure à la norme de qualité des eaux de surface.

Les teneurs en P_{m3} et le $DSPS_{m3}$ ont été retenues comme critères régissant les épandages de déjections animales et d'engrais minéraux sur les sols du Québec (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). Les teneurs en P_t plus élevées dans les eaux de drainage du BVB que dans celles des BTM sont observées en dépit de teneurs en P_{m3} des sols comparables et d'un plus faible $DSPS_{ox}$. Cela suggère que d'autres critères doivent être inclus dans la prédiction du risque de contamination de l'eau. Parmi ceux-ci, on retrouve le risque d'écoulement préférentiel variant selon la texture du sol et la distance entre les drains (Ministère de l'Environnement du Québec, 1998). De plus, des critères relatifs au bilan en P du site, à la quantité totale de P ajoutée sous forme de déjections animales et d'engrais minéraux ainsi qu'au mode d'apport et d'incorporation des fumiers doivent être considérés (BOLINDER *et al.*, 2000). Dans le cas du BVB, les déjections animales sont souvent épandues en surface, à l'automne, directement sur le feuillage des prairies, sans incorporation, ce qui augmente d'autant le risque de contamination en P des eaux de surface. En effet, GANGBAZO *et al.* (1997) ainsi que SIMARD *et al.* (2000a) rapportent des pertes équivalentes en P dans l'eau de drainage sous prairie avec des apports de P sous forme de déjections animales trois fois moins importants que sous maïs. L'écoulement préférentiel a été proposé comme mode de transport du P pour expliquer la proportion importante de P_t de l'eau de drainage sous forme de P particulaire (BEAUCHEMIN *et al.*, 1996 ; STAMM *et al.*, 1998 ; SIMARD *et al.*, 2000a). La pédogénèse pourrait également être impliquée. HOODA *et al.* (1997) rapportent des pertes quatre fois plus faibles dans les podzols bien drainés que dans les gleysols. Les résultats de notre étude indiquent que les systèmes cultureux (type de culture, apports répétés de déjections animales, fréquence de labour) pourraient avoir une influence encore plus grande sur la teneur en P de l'eau de drainage.

La relation entre le $DSPS_{ox}$ et la teneur en P de l'eau de drainage ou de ruissellement ne serait pas unique mais influencée par d'autres facteurs tels la teneur en eau du sol dans les jours précédant l'échantillonnage de l'eau (BEAUCHEMIN *et al.*, 1998 ; POTE *et al.*, 1999). HOODA *et al.* (2000) indiquent que le P_{ox} n'est pas un indice du P qui peut être relâché de la phase solide dans la solution des sols non-calcaires.

3.3 Relation entre le P du sol et la teneur en P_t de l'eau de drainage

Une analyse de corrélation linéaire entre le logarithme naturel de $(P_t + 0,5)$ et celui des différents attributs du P du sol a été effectuée (tableau 3). Dans les BTM, le P_t est plus étroitement corrélé à la teneur en P_{ox} qu'aux teneurs en P_w , P_{m3} ou aux $DSPS_{m3}$ ou $DSPS_{ox}$. Ces relations sont plus étroites pour la couche 0-5 cm ou l'horizon A que pour les horizons B et C. De plus, cette relation n'est significative que pour les sols à texture fine ($r = 0,56$, données non-présentées). Dans le BVB, la teneur en P_t de l'eau de drainage est étroitement liée au P_{si} et à la teneur en P_w de la couche 0-5 cm de sol. La relation entre le P_{si} des autres couches de sol et le P_t n'est pas significative. La relation entre P_t et le P_{ox} est beaucoup moins étroite dans les BTM. La plus faible proportion de sols argileux du BVB par rapport aux BTM pourrait en être la cause. En effet, la relation entre P_{ox} et la teneur en P_t est significative dans les sols argileux du BVB ($r = 0,58$, couche 5-20 cm) mais ne l'est pas pour les sols grossiers ($r < 0,29$, données non-présentées). HOODA *et al.* (2000) rapportent que le P_{ox} était la moins effi-

cace parmi cinq méthodes d'extraction du P du sol pour prédire la quantité de P désorbé de 11 sols du Royaume-Uni. POTE *et al.* (1999) avaient rapporté un lien plus étroit entre le $DSPS_{ox}$ et la teneur en P de l'eau de ruissellement que pour P_w et P_{m3} . Les résultats de notre étude indiquent que ce constat ne s'applique pas à l'eau de drainage des sols considérés. La relation entre le $DSPS_{ox}$ et P_t n'est pas significative. Les faibles coefficients de corrélation observés entre les mesures de sol en P et la teneur en P_t de l'eau de drainage montrent bien la difficulté de prédire celle-ci dans des sols contrastants (HOODA *et al.*, 1997 ; BEAUCHEMIN *et al.*, 1998). Des facteurs de gestion tels le nombre de jours depuis la fertilisation peuvent avoir un effet plus grand que la richesse du sol sur le P_t de l'eau de drainage (NASH *et al.*, 2000).

Tableau 3 Coefficients de corrélation linéaire entre le logarithme de la teneur en phosphore total de l'eau de drainage ($P_t + 0,5$) et le logarithme de certains attributs en P des sols de deux agro-écosystèmes.

Table 3 Linear correlation coefficients between the logarithm of the total P concentration in drainage water ($P_t + 0.5$) and the logarithm of some P attributes of soils from the two agroecosystems.

Horizon/ Couche n = 27	P_w	P_{m3}	P_{ox}	$DSPS_{ox}$	P_{si}
<i>Sols des Basses Terres de Montréal n = 27</i>					
0-5 cm	0,27*	0,12 ^{NS}	0,54**	0,06 ^{NS}	0,34*
Ap	0,25 ^{NS}	0,06 ^{NS}	0,52*	0,09 ^{NS}	0,33*
Bg	0,31*	0,30*	0,46*	0,27 ^{NS}	0,24 ^{NS}
Cg	0,39*	0,43*	0,35 ^{NS}	0,22 ^{NS}	0,21 ^{NS}
<i>Sols du bassin versant de la rivière Boyer n = 27</i>					
0-5 cm	0,37*	0,32*	0,32*	-0,09 ^{NS}	0,30*
5-20 cm	0,33*	0,06 ^{NS}	0,41*	-0,01 ^{NS}	0,26 ^{NS}
20-40 cm	0,34*	-0,30 ^{NS}	0,10 ^{NS}	0,09 ^{NS}	-0,01 ^{NS}
40-60 cm	0,34*	-0,28 ^{NS}	0,33*	0,16 ^{NS}	0,31 ^{NS}
60-80 cm	0,32*	-0,20 ^{NS}	0,12 ^{NS}	-0,15 ^{NS}	0,00 ^{NS}

n : nombre d'échantillons ; P_w : P soluble à l'eau ; P_{ox} : P soluble à l'oxalate acide d'ammonium ; P_{m3} : P soluble dans la solution de Mehlich III ; $DSPS_{ox}$: degré de saturation en P du sol tel que déterminé dans la solution d'oxalate acide d'ammonium ; P_{si} : index de sorption du P ; * significatif au niveau de probabilité $p < 0,05$; ** significatif à $p < 0,01$; NS : non-significatif.

3.4 Prédiction de la teneur en P de l'eau de drainage à partir des analyses de sol

Une analyse de régression multiple a été effectuée entre le logarithme naturel de la teneur en P_t de l'eau de drainage et celui des attributs en P du sol. Cette analyse a été répétée en divisant les sols en deux groupes : texture fine ($> 280 \text{ g}\cdot\text{kg}^{-1}$ argile) ou grossière (LECLERC *et al.*, 2001).

La combinaison de la teneur en P_{ox} et de $DSPS_{ox}$ de l'horizon A des sols, prédit le mieux la teneur en P_t de l'eau de drainage des BTM (tableau 4). Cependant, la valeur du R^2 est faible (0,33). Dans le cas des sols à texture fine, le R^2 atteint 43 % avec la combinaison de P_{ox} et de $DSPS_{ox}$. Le R^2 est plus faible dans les sols grossiers ($R^2 < 0,37$). D'ailleurs, c'est la combinaison de la teneur en Ca échangeable et de $Fe_{ox} + Al_{ox}$ qui donne les meilleurs résultats ($R^2 = 0,75$; BEAUCHEMIN, 1996). Il a été démontré que le regroupement des sols à texture fine et à substratum calcaire permettait d'avoir de meilleurs résultats (BEAUCHEMIN, 1996). L'étude de LECLERC *et al.* (2001) indique également que la texture et la réaction du sol (pH) sont deux « facteurs » importants dans la prédiction du risque de désorption du P de la couche de labour des sols des BTM.

Tableau 4 Équations de régression prédisant la concentration en P total de l'eau de drainage à partir des propriétés de diverses couches de sols de deux agro-écosystèmes du Québec.

Table 4 Regression equations predicting the total P concentration in drainage water from properties of different soil layers/horizons from two agro-ecosystems of Quebec.

Groupe de sols/ couche ou horizon	Équation $Y = \log (P_t + 0,5)$	R^2
<i>Sols des basses-terres de Montréal</i>		
Tous les sols/0-5cm n = 27	$Y = -1,291 + 0,267 \log (P_{ox})$	0,29
Tous les sols/Ap	$Y = -1,66 + 0,282 \log (P_{ox}) + 0,133 \log (DSPS_{ox})$	0,33
Sols argileux/0-5 cm n = 12	$Y = -2,37 + 0,404 \log (P_{ox}) + 0,253 \log (DSPS_{ox})$	0,43
Sols n = argileux/Ap n = 12	$Y = -2,09 + 0,391 \log (Pi_{ox}) + 0,224 \log (DSPS_{ox})$	0,39
Sols grossiers/Ap n = 15	$Y = -0,59 + 0,012 \log (DSPS_{m3}) - 0,037 \log (Pi_{ox})$	0,34
Sols grossiers/Ap-Cg n = 15	$Y = -0,545 - 0,049 \log (P_{res}) + 0,0212 \log (Fe_{ox})$	0,42
<i>Sols du bassin versant de la rivière Boyer</i>		
Tous les sols/0-5 cm n = 27	$Y = -0,432 - 0,061 \log (Fe_{ox}) + 0,0936 \log (Al_{ox})$	0,33
Sols argileux/5-20 cm n = 12	$Y = 2,416 + 0,221 \log (Al_{ox}) + 0,0851 \log (P_{ox})$	0,80
Sols grossiers/5-20 cm n = 15	$Y = -0,481 - 0,039 \log (P_w) + 0,0292 \log (Al_{ox})$	0,63

n : nombre d'échantillons considérés dans le modèle ; P_t : P total dans l'eau de drainage ($\mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) ; P_{ox} : P soluble à l'oxalate acide d'ammonium ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) ; $DSPS_{ox}$: degré de saturation en P du sol tel que déterminé dans la solution d'oxalate acide d'ammonium (%) ; P_w : P soluble à l'eau ($\text{mg}\cdot\text{kg}^{-1}$) ; Pi_{ox} : P inorganique soluble à l'oxalate acide d'ammonium ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) ; $DSPS_{m3}$: degré de saturation en P du sol tel que déterminé dans la solution de Mehlich III (%) ; P_{res} : P sorbé sur les membranes de résine d'échange *in situ* ($\mu\text{g}\cdot\text{cm}^{-2}$) ; Fe_{ox} : Fe soluble à l'oxalate acide d'ammonium ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$) ; Al_{ox} : Al soluble à l'oxalate acide d'ammonium ($\text{mmol}\cdot\text{kg}^{-1}$).

La prédiction de la teneur en P_t de l'eau de drainage des sols du BVB à partir des données de sols est encore plus infructueuse ($R^2 < 0,33$). Cependant, la combinaison Al_{ox} et P_{ox} de la couche 5-20 cm des sols argileux permet de prédire 80 % de la variation de la teneur en P_t de l'eau de drainage. Dans le cas des sols grossiers, la combinaison Al_{ox} et P_w de la couche 5-20 cm a le plus de succès ($R^2 = 0,63$). Ces résultats suggèrent que la prédiction de la teneur en P_t à partir d'analyses de sols très différents est une tâche difficile. Des regroupements basés sur la nature des sols (texture, nature du substratum) sont nécessaires afin d'améliorer la précision de l'estimation de P_t (BEAUCHEMIN, 1996).

Plusieurs études récentes suggèrent l'utilisation d'une teneur limite à l'analyse de sol comme critère permettant de décrire le risque de contamination en P des eaux de surface par les sols (HESKETH et BROOKES, 2000). Au Québec, une approche intégrant la teneur en P_{m3} et le $DSPS_{m3}$ a été retenue. L'utilisation de cette approche ne permet d'obtenir un diagnostic exact que dans 33 % (9/27) des sols des BTM. Le risque est exagéré (teneur en P_t inférieure à $30 \mu\text{g}\cdot\text{L}^{-1}$) dans 8 cas sur 27 et sous-estimé dans 10 autres cas. Dans le cas du BVB, le risque est adéquatement prédit dans 4 cas sur 9 et il est sous-estimé dans tous les autres cas. Ces résultats indiquent que l'approche d'estimation du risque basée sur la teneur de la couche de surface en P_{m3} et son $DSPS_{m3}$ ne convient que très peu pour prédire les pertes de P dans l'eau de drainage. L'écoulement préférentiel doit être considéré (BEAUCHEMIN *et al.*, 1998 ; SIMARD *et al.*, 2000a).

4 – CONCLUSIONS

Cette étude confirme que certains sols des BTM et du BVB sont fortement enrichis en P. Une grande proportion de ces sols peut transférer du P *via* l'eau de drainage aux eaux de surface (fossés) qui atteignent éventuellement les affluents du Saint-Laurent. Le lien statistique entre le P_{m3} et le $DSPS_{m3}$ de l'horizon de surface des sols et la teneur en P_t de l'eau de drainage qui s'écoule de ces sols est faible. La prédiction du risque de contamination en P des eaux de surface à partir de ces deux indices devient donc très hasardeuse. Il apparaît que des indices plus complexes incluant les modes de transport de l'eau et de gestion des sols devraient être adoptés pour mieux identifier les parcelles ayant un risque élevé de contaminer en P les eaux de surface. Cette étude confirme également l'avantage de regrouper les sols selon leur nature (texture, type de substratum) afin d'améliorer la prédiction de la teneur en P de l'eau de drainage à partir d'indices reliés à la richesse en P du sol.

RÉFÉRENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- BEAUCHEMIN S., 1996. Évaluation du risque de lessivage du phosphore dans les sols agricoles. *Th. Doct.*, INRS-Eau. 154 p.
- BEAUCHEMIN S., SIMARD R.R., CLUIS D., 1996. Phosphorus sorption-desorption kinetics of soil under contrasting land uses. *J. Environ. Qual.*, 25, 1317-1325.
- BEAUCHEMIN S., SIMARD R.R., CLUIS D., 1998. Forms and concentration of phosphorus in drainage water of 27 tile-drained soils. *J. Environ. Qual.*, 27, 721-728.
- BEAUCHEMIN S., SIMARD R.R., 1999. Soil phosphorus saturation degree: Review of some indices and their suitability for P management in Québec, Canada. *Can. J. Soil Sci.*, 79, 615-625.
- BEAUCHEMIN S., SIMARD R.R., 2000. Phosphorus status of intensively cropped soils of the St. Lawrence lowlands. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 64, 659-670.
- BOLINDER M.A., SIMARD R.R., BEAUCHEMIN S., MACDONALD K.B., 2000. Indicator of risk of water contamination by P for soil landscape of Canada polygons using an indexing approach. *Can. J. Soil Sci.*, 80, 153-163.
- BOWMAN R.A., MOIR J.A., 1993. Basic EDTA extractant for soil organic phosphorus. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, 57, 1516-1518.
- GANGBAZO G., PESANT A.R., BARNETT G.M., 1997. Effet de l'épandage des engrais minéraux et de grandes quantités de lisier de porc sur l'eau, le sol et les cultures. Ministère de l'Environnement du Québec, Ste-Foy, Québec, *Rapport de recherches*, 46 p.
- GIROUX M., TRAN T.S., 1996. Critères agronomiques et environnementaux liés à la disponibilité, la solubilité et la saturation du phosphore des sols agricoles du Québec. *Agrosol*, 9, (2), 51-57.
- HESKETH N., BROOKES P.C., 2000. Development of an indicator for risk of phosphorus leaching. *J. Environ. Qual.*, 29, 105-110.
- HOODA P.S., MOYNAGH M., SVOBODA I.F., THURLOW M., STEWART M., ANDERSON M.A., 1997. Soil and land use effects on phosphorus in six streams draining small agricultural catchments in Scotland. *Soil Use Manage.*, 13, 196-204.
- HOODA P.S., RENDELL A.R., EDWARDS A.C., WITHERS P.J.A., AITKEN M.N., TRUESDALE V.W., 2000. Relating soil phosphorus indices to potential phosphorus release to water. *J. Environ. Qual.* 29, 1166-1171.
- KHIARI L., PARENT L.E., PELLERIN A., ALIMI A.R.A., TREMBLAY C., SIMARD R.R., FORTIN J., 2000. An agri-environmental phosphorus saturation index for coarse-textured soils. *J. Environ. Qual.* 27, 1561-1567.
- LECLERC M.L., NOLIN M.C., CLUIS D., SIMARD R.R., 2001. Grouping soils of the Montreal lowlands (Quebec) according to P sorption and desorption characteristics. *Can. J. Soil Sci.*, 81, 71-83.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1993. État de l'Environnement au Québec, 1992. Montréal, Guérin. 560 p.
- Ministère de l'Environnement du Québec, 1998. Proposition de norme sur la fertilisation phosphatée au groupe de travail interministériel. *Document de travail*. Groupe technique sur la norme sur le phosphore, Québec, Qc, 64 p.
- MURPHY J., RILEY J.P., 1962. A modified single solution method for the determination of phosphate in natural waters. *Anal. Chim. Acta.* 27, 31-36.
- NASH D., HANNAH M., HALLIWELL D., MURDOCH C., 2000. Factors affecting phosphorus export from a pasture-based grazing system. *J. Environ. Qual.* 29, 1160-1166.
- OLSEN S.R., SOMMERS L.E., 1982. Phosphorus In Methods of soil analysis. Part 2, 2nd ed., Agronomy N° 9, *Am. Soc. Agron.*, PAGE A.L. et al. (eds.), 403-430.
- PAINCHAUD J., 1997. Tendances de la qualité de l'eau des rivières du Québec, 1979-1994. *Vecteur Environnement*, 30, 43-50.
- POTE D.H., DANIEL T.C., NICHOLS D.J., SHARPLEY A.N., MOORE P.A Jr., MILLER D.M., EDWARDS, D.R., 1999. Relationship between phosphorus levels in

- three Ultisols and phosphorus concentration in runoff. *J. Environ. Qual.*, 28, 170-175.
- ROSS G.J., WANG C., 1993. Extractable Al, Fe, Mn and Si. In: CARTER M.R. (ed.), *Soil sampling and methods of analysis*, 239-246.
- ROWLAND A.P., GRIMSHAW H.M., 1985. A wet oxydation procedure suitable for total nitrogen and phosphorus in soil. *Commun. Soil Sci. Plant Anal.* 16, 551-560.
- SAS Institute, 1990. *Statistics*, 6^e edition, SAS Institute Inc. Cary, NC.
- SHARPLEY A.N., HEDLEY M., SIBBESEN E., HILLBRICHT-ILKOWSKA A., HOUSE W.A., RYSZKOWSKI L., 1995. Phosphorus transfers from terrestrial to aquatic ecosystems. In: TIESSEN H. (ed.), *Phosphorus in the global environment: transfers, cycles and management*, 201-228.
- SIMARD R.R., CLUIS D., GANGBAZO G., BEAUCHEMIN S., 1995. Phosphorus status of forest and agricultural soils from a watershed of high density. *J. Environ. Qual.*, 24, 1010-1017.
- SIMARD R.R., BEAUCHEMIN S., NOLIN M.C., 1998. Farming system type as a determinant factor in soil and water P enrichment in a concentrated livestock area. In: *Proc. World Soil Sci. Cong.*, Montpellier, Fra., 20-28 Aug. 1998, Paper 607, [cd-rom].
- SIMARD R.R., BEAUCHEMIN S., HAYGARTH P.M., 2000a. Potential for preferential pathways of phosphorus transport. *J. Environ. Qual.*, 29, 97-105.
- SIMARD R.R., CAMBOURIS A.N., NOLIN M.C., 2000b. Spatio-temporal variation of AEM-P in a corn field. In: *Proc. 5th Prec. Ag. Conf.*, 19-23 Juil. 2000, Minneapolis, [cd-rom].
- SISSINGH H.A., 1971. Analytical procedure of the Pw-method, used for the assessment of the phosphate status of arable soils in the Netherlands. *Plant Soil*, 34, 483-486.
- STAMM C., FLÜHLER H., GÄCHTER R., LUENBERGER J., WUNDERLI W., 1998. Preferential transport of phosphorus in drained grassland soils. *J. Environ. Qual.* 27, 515-522.
- TRAN T.S., SIMARD R.R., 1993. Mehlich III-extractable elements. In: CARTER M.R. (ed.), *Soil sampling and methods of analysis*, 43-49.
- TRAN T.S., N'DAYEGAMIYE A., 1995. Long-term effects of fertilizers and manure application on the forms and availability of soil phosphorus. *Can. J. Soil Sci.*, 75, 281-285.
- ZHENG Z., SIMARD R.R., LAFOND J., PARENT L.E., 2001. Phosphorus fractions of a humic gleysol as influenced by cropping systems and nutrient sources. *Can. J. Soil Sci.*, 81, 175-183.